

















### Pourquoi un manifeste sur les centrales à bitume ?

Parce que toutes les phases du cycle de vie du « **système route** » (construction, utilisation, entretien et destruction) affectent la santé humaine et induisent perte de biodiversité, déforestation, réchauffement climatique et évènements climatiques extrêmes via les émissions de nombreux polluants et de CO2.

Parce que sur le plan de la santé, ces polluants peuvent toucher tous les organes/fonctions sous forme de pathologies métaboliques, cardiovasculaires, respiratoires, neurologiques, de cancers (notamment pédiatriques), de troubles de la grossesse et du développement de l'enfant.

Parce qu'en conséquence, nos **modalités d'aménagement du territoire sont à questionner** aujourd'hui au regard de ces impacts sanitaires et environnementaux.

Parce que les centrales à bitume (enrobés bitumineux à chaud) participent à ces impacts dans une tendance à toujours **plus de routes et surtout à plus de « camion-routes »**.

Sachant qu'une route supplémentaire ne fait que créer un trafic additionnel et qu'il faudra l'entretenir, se pose donc la question du cadre légal nécessaire autour des centrales à bitume et de leur usage.

Nous pensons que le cadre législatif est là pour protéger les populations, pour nous protéger en application du rôle régalien de l'État. De plus en plus d'expériences contraires vécues par des personnes vivant à proximité de centrales à bitume ont conduit à la constitution de très nombreux collectifs partout en France. Ce manifeste en synthétise les réflexions et appelle à un encadrement bien plus précis de leur prolifération et de leur fonctionnement.

Malgré les nuisances induites par ces installations, le **manque de données précises sur leurs impacts** sanitaires crée un flou législatif et une anxiété par manque de transparence concernant les conséquences sur notre santé et notre environnement.

Il est donc important de disposer de ces informations, d'évaluer les risques selon les populations et les écosystèmes concernés et de déterminer les moyens nécessaires, les systèmes de surveillance et de contrôle, pour se protéger des dangers associés.

#### Le fait est que la législation de ces centrales et son application sont inadaptées à ce jour.

D'un côté, l'arrêté du 9 avril 2019 a **allégé les procédures de dépôt des dossiers** (passage d'une demande d'autorisation à une simple demande d'enregistrement). Ceci implique désormais l'absence d'une évaluation préalable des risques.

De l'autre, la surveillance du fonctionnement des centrales est tout à fait défaillante. Elle est basée principalement sur les autocontrôles des exploitants et l'autorité de référence, la DREAL, n'a pas les ressources suffisantes pour exercer un contrôle efficace. Cette autorité dépendant hiérarchiquement du préfet est soumise, de plus, à des pressions politiques. Rien n'est ainsi prévu pour arrêter une centrale qui pollue. Enfin, la loi actuelle présente des lacunes et erreurs avérées. Cela concerne notamment la classification des polluants à surveiller et leurs seuils associés, l'utilisation de matières premières plus polluantes (fraisats : anciens matériaux de route) et la prise en compte des populations à risque.

<u>Forts des retours d'expérience des nombreux collectifs</u> qui ont émergé dans l'Hexagone, de l'expertise de spécialistes, ce manifeste propose une adaptation de notre législation avec **onze recommandations pour la** <u>mise en service</u>, la <u>surveillance</u> et le <u>contrôle</u> des centrales.

Dans l'attente d'une réponse à notre demande de prise en compte des risques encourus, de la définition d'un cadre légal bien plus approprié, nous demandons en tant qu'élus, scientifiques, citoyens... que ces recommandations d'instruction de dossiers et de surveillance soient appliquées d'ores et déjà sur notre territoire.

Nous appuyons et soutenons les démarches législatives allant dans le sens de ces recommandations.

#### « Décent Bitume »

Contact: manifeste.sansbitume@riseup.net

## « Des données scientifiques inquiétantes »

Si les données sur l'impact sanitaire des centrales à bitume concernent essentiellement les travailleurs exposés, la littérature scientifique détaille clairement les effets néfastes des différents polluants présents.

#### Modes de contamination : air, eau, sol

- Contact direct : travailleurs manipulant le bitume / riverains via les dépôts sur les surfaces environnantes.
- **Inhalation**: professionnels et populations vivant à proximité des sites industriels.
- Contamination de l'eau et des cultures
   : exposition indirecte par l'alimentation et l'eau potable : population, cheptels, animaux domestiques, faune sauvage
- Contamination d'unités agroalimentaires (vins, pains,...)

#### Liste des polluants des centrales

- Poussières (dont particules fines)
- Monoxyde de carbone (CO)
- Oxyde de soufre (SO2)
- Oxydes d'Azote (NOx)
- Composés Organiques Volatils (COV)
   On distingue parmi eux :
  - Les COV spécifiques
  - Les COV à phases de risques (classés CMR : Carcinogène, Mutagène, Reprotoxique)
- Métaux lourds
- HAP (Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques)
- Bruit
- Effet cocktail : multiplication des effets de chaque polluant

#### Conséquences sanitaires multiples

- **Effets respiratoires**: Bronchopneumopathie chronique obstructive, asthme, infections respiratoires récurrentes.
- Effets cardiovasculaires : hypertension artérielle, infarctus aigu du myocarde et d'accidents vasculaires cérébraux.
- **Effets neurotoxiques** : maladies neurodégénératives, troubles du développement infantile.
- Cancers: (par exposition chronique aux HAP, autres perturbateurs endocriniens): poumon, peau, vessie, foie sein
- Effets métaboliques : diabète de type 2, troubles hormonaux
- Trouble de la grossesse et du développement fœtal
- Impact en termes de maladie mentale: nuisance (bruit, odeur), stress liés aux possibles conséquences organiques, perte (paysages, dévaluation immobilières)

### Inégalité sanitaire et sociale

- Les populations socialement les moins favorisées sont celles qui utilisent le moins les infrastructures routières et sont les moins à mêmes de s'extraire des zones à risque.
- Les populations fragiles (les plus jeunes, les plus âgés, les femmes enceintes, les personnes atteintes de pathologies chroniques, les classes sociales les moins favorisées) présentent un surrisque médical. (Susceptibilité d'être atteint et/ou gravité du pronostic)

Compte tenu de la toxicité avérée de ces polluants, nous demandons l'application du principe de précaution. Parallèlement, nous demandons l'approfondissement et la poursuite de l'<u>évaluation de l'impact sanitaire</u> <u>spécifique aux centrales à bitume</u> (populations sensibles, effets cocktails et au long cours).

Une comparaison avec les législations des autres pays européens doit être réalisée.

A retenir: quelques paramètres importants du fonctionnement des centrales et de leurs pollutions:

- La température de fonctionnement de la centrale détermine la quantité et le type des rejets. (La profession allemande vient d'acter début 2025 une baisse de 20°C de la fabrication de l'enrobé pour limiter l'exposition des travailleurs lors de la dépose sur les routes)
- <u>Utilisation de fraisats</u> (matériaux de routes anciennes) dans la fabrication de l'enrobé : élévation du nombre de polluants possible et nécessairement de la température de fabrication. (cf au-dessus)

Nous demandons à nos élus de saisir l'ANSES à ce sujet (Agence Nationale de Sécurité Sanitaire des Aliments, de l'Environnement et du Travail)

### « Une législation des centrales à revoir »

### Un allégement injustifié / Une réglementation non adaptée

### Un allègement récent de la loi pour déposer les projets

(Arrêté du 9 Avril 2019)

Passage d'une demande d'autorisation à une simple demande d'enregistrement

### Un arrêté avec des manques

- Classification erronée des substances polluantes à surveiller (Mauvaise classification de certains COV classés désormais CMR (Cancérigène, Mutagène, Reprotoxique)
  - Non prise en compte de l'utilisation des fraisats (agrégats d'enrobé d'anciennes routes) (conditions d'autorisation et de surveillance)
    - Pas de prise en compte des populations fragiles
    - Absence d'évaluation des risques sanitaires structurée et impartiale.

Nous demandons que l'arrêté du 9 avril 2019 soit réévalué par les parlementaires dans sa conformité et dans son esprit pour protéger au mieux les citoyens.

### Une application de la loi défaillante : instruction et surveillance des installations

Des porteurs de projets qui se multiplient

Des dossiers évalués sur la base des déclarations des porteurs de projets

### DREAL : une autorité sous tutelle politique ?

Un comportement partisan dans l'accompagnement des dossiers ?

(Cas du Tarn : rôle de caution scientifique et environnementale des instances politiques sur au moins 4 centrales en projet et fonctionnement)

### DREAL : défaut de surveillance (manque de moyens ?)

- Une surveillance des centrales principalement faite par des autocontrôles des exploitants
- Des règles de surveillance minimales et restant à compléter : au démarrage, pendant l'exploitation, en cas d'incident
- Des incidents pour lesquels l'autorité met du temps à reconnaître les signalements et des actions lentes envers les exploitants

(Documentation disponible de nombreux dysfonctionnements dans le Tarn)

Nous demandons que soit saisie l'AERS (Autorités Externes de Recueil des Signalement) par les parlementaires à ce sujet.

Seule l'évolution du cadre réglementaire appelée par ce manifeste est à même de garantir des centrales à bitume moins polluantes, plus respectueuses de l'environnement et des riverains.

C'est pourquoi nous demandons la saisine :

- De l'ANSES pour l'éclaircissement sur les dangers et risques associés liés aux centrales
- Des parlementaires pour la réévaluation de l'arrêté du 9 avril 2019
- De la CNDASPE sur la défaillance des autorités qui autorisent et surveillent les centrales.

Dans l'attente de cette évolution, nous demandons l'application des recommandations ci-dessous à la fois pour les nouvelles centrales (11 mesures) <u>et</u> pour les centrales existantes (mesures 3 à 5 et 8 à 11).

Pour finir, face au défi climatique, à la chute de la biodiversité, au désarroi des populations vis-à-vis de ces enjeux, nos décideurs se doivent d'agir en mettant les populations locales au cœur des décisions stratégiques d'aménagement.

Construire avec et pour les citoyens de véritables projets de territoire coopératifs, pour la justice sociale, la durabilité environnementale et l'économie viable, c'est là qu'est notre devenir, notre avenir.

### LES 11 RECOMMANDATIONS DU MANIFESTE

### Demande d'autorisation environnementale

Mesure n°1: Rétablir le statut d'autorisation (avec enquête publique)

<u>Mesure n°2</u>: Rétablir l'étude relative à l'Evaluation des Risques Sanitaires (ERS) afin de quantifier l'impact potentiel des émissions les plus toxiques, à savoir les COV classés CMR.

### Prescriptions générales

<u>Mesure n°3</u>: Réactualiser la classification des COV par rapport à leur niveau de danger et clarifier la liste exhaustive des composés à analyser dans le cadre de l'autosurveillance.

<u>Mesure n°4</u>: Réglementation spécifique au recyclage des agrégats (fraisats) incluse systématiquement au niveau de l'arrêté préfectoral d'exploitation (amiante et HAP).

<u>Mesure n°5 :</u> limiter la température du process et le taux de recyclage afin de réduire de facto les émissions atmosphériques.

### Surveillance des émissions atmosphériques

<u>Mesure n°6:</u> Imposer une **campagne de mesures des rejets** atmosphériques, avec un résultat conforme aux prescriptions, **avant la mise en service** (analogie à la « carte grise »).

<u>Mesure n°7:</u> Imposer des campagnes d'autosurveillance à fréquence rapprochée dans la première année d'exploitation afin de s'assurer de la robustesse du process sur le plan environnemental.

<u>Mesure n°8</u>: imposer un **diagnostic environnemental** selon un protocole plus large que la simple autosurveillance en vue d'auditer l'installation (fréquence : 3 ans ?).

<u>Mesure n°9</u>: Imposer la mise en place d'un **équipement certifié de mesure et d'analyse en continu** au niveau des émissions les plus toxiques, et notamment les COV, pour une surveillance efficiente et proactive sur le système de production.

<u>Mesure n°10</u>: Imposer un **dispositif de traitement des fumées** entre le dépoussiéreur et la cheminée **en cas de dépassement chronique** des VLE relatives aux émissions les plus toxiques.

<u>Mesure n°11</u>: Définir et mettre en place des **prescriptions particulières de sécurité** pour gérer les risques (incendie, explosion...) liés aux **équipements dangereux** (stockage de gaz liquéfié, stockage de bitume).

# Annexes

Annexe 1 - accumuler du béton - tracer des routes	6
Annexe 2 - Une contestation croissante	7
Annexe 3 - Volet Sanitaire	
Annexe 4 - health risk os asphalt emission state of art advances and research gap 2024-2	. 14
Annexe 5 - Les Fraisâts bitumeux	
Annexe 6 - Mesures N°1	. 38
Annexe 7 - Mesures N°2	. 39
Annexe 8 - Mesures N°3	. 46
Annexe 9 - Mesures N°4	. 49
Annexe 10 - Mesures N°5	. 51
Annexe 11 - Mesures N°6	
Annexe 12 - Mesures N°7	
Annexe 13 - Mesures N°8	
Annexe 14 - Mesures N°9	
Annexe 15 - Mesures N°10	. 57
Annexe 16 - Mesures N°11	
Annexe 16 – La gestion des risques liés aux installations classées pour la protection de l'environnement dans	
domaine industriel	. 61

### Annexe 1 - accumuler du béton - tracer des routes

Nelo Magalhães

Livres: Accumuler du béton – tracer des routes

Une histoire environnementale des grandes infrastructures

La Fabrique ed., 304 p., ISBN: 9782358722766

https://lafabrique.fr/accumuler-du-beton-tracer-des-routes/

Retour:

### Annexe 2 - Une contestation croissante

https://blogs.mediapart.fr/levis/blog/110620/centrales-d-enrobage-des-bombes-sanitaires-par-centaines

 $\underline{https://www.air\text{-}environnement\text{-}grand\text{-}reims.fr/informations\text{-}sur\text{-}les\text{-}centrales\text{-}a\text{-}enrobes/}$ 

Retour:

### Annexe 3 - Volet Sanitaire

### 1. Conséquences sanitaires liée au « système route »

Les risques sanitaires liés au système routier concernent l'ensemble de son cycle de vie : construction, usure, entretien, destruction éventuelle, ainsi que son utilisation par les véhicules.

En France, les transports représentent 30 % des émissions de gaz à effet de serre, dont 94 % sont attribuables au transport routier (Ministère de la Transition écologique et de la Cohésion des territoires, 2023). Ils contribuent au dépassement des neuf limites planétaires, mettant en péril la santé humaine – et plus largement celle du vivant – à l'échelle nationale et internationale. Parmi leurs impacts environnementaux majeurs, on retrouve le réchauffement climatique, l'artificialisation des terres, la déforestation et diverses formes de pollution :

- Pollution de l'eau, via le ruissellement des contaminants jusqu'aux cours d'eau et aux nappes phréatiques.
- Pollution des sols, affectant les cultures et la biodiversité.
- Pollution de l'air, avec des émissions significatives de polluants : le transport routier est responsable de 9 % des émissions de particules fines PM2,5 et de 49 % des émissions d'oxydes d'azote (NOx) en France.

Ces pollutions ont un impact direct sur la santé publique. Elles favorisent l'augmentation de l'incidence des grands groupes de pathologies identifiés par le *Lancet Countdown on Health and Climate Change* (mise à jour 2024) : Conséquences de l'élévation des températures et des événements climatiques extrêmes, augmentation du risque d'épidémies infectieuses et d'allergies, insécurité nutritionnelle et hydrique.

Elles favorisent également la survenue de maladies chroniques, notamment cardiovasculaires (AVC, infarctus du myocarde, hypertension artérielle), respiratoires (asthme, bronchopneumopathie chronique obstructive), métaboliques (surpoids, obésité, diabète de type 2) et de nombreux cancers liés aux expositions environnementales.

La santé physique n'est pas la seule menacée et il faut également intégrer les conséquences négatives sur la santé mentale lié au bruit, aux pertes intangibles (expropriation, modifications des paysages), stress psychologique lié à prise de conscience de vivre dans un environnement à risque sanitaire.

Par ailleurs, la promotion du transport routier se fait au détriment des alternatives plus durables, comme le ferroviaire et les mobilités actives, qui jouent pourtant un rôle essentiel dans la lutte contre la sédentarité et l'obésité, deux facteurs majeurs de morbidité et mortalité.

L'inégale répartition des investissements et des infrastructures soulève également des questions de justice sociale. Les grandes infrastructures routières bénéficient

principalement aux classes sociales les plus aisées, qui résident souvent à distance des sources de pollution (*Morello-Frosch R.*). Or, la pollution liée au trafic suit un gradient décroissant avec l'éloignement des axes routiers, exposant davantage les populations précaires vivant à proximité. De plus, le caractère payant de certains tronçons autoroutiers entraîne un report du trafic vers les routes secondaires, augmentant le risque d'accidents et les temps de trajet pour les usagers les plus vulnérables.

Enfin, les conséquences sanitaires du système routier ont un coût économique majeur. En France, l'impact sanitaire des particules fines PM2,5 est estimé à 12,9 milliards d'euros par an, tandis que celui du NO2 représente 3,8 milliards d'euros.

### 2. Les usines à bitume : un enjeu sanitaire spécifique

Les usines à bitume posent des problèmes sanitaires majeurs en raison de la nature des substances émises et de leur mode de dispersion dans l'environnement.

#### Nature des contaminants

Les contaminants sont des composés organiques volatiles émis pendant la phase d'élaboration du bitume (relativement contrôlée) mais également pendant le chargement, le transport et l'étalement (phases où le contrôle des émissions est bien moindre). Les émissions perdureront au-delà de la phase de construction, pendant tout le cycle de vie de l'asphalte, à des températures modérées et elles augmenteront lors de fortes chaleurs (été, réchauffement climatique).

La nature des contaminants diffère selon les processus de fabrication (matériaux, température) et selon la phase (construction, utilisation, vieillissement). Parmi les principaux polluants figurent : les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP), alcanes et leurs dérivés, aldéhydes et leurs dérivés, benzène et ses dérivés, hydrocarbures aliphatiques, hydrocarbures halogénés, particules fines et ultrafines, composés soufrés, oxydes d'azote, oxydes de carbone, et autres COV

Les HAP sont classés comme polluants organiques persistants (POP). Ce sont des composés omniprésents et toxiques, qui s'accumulent dans les écosystèmes et sont difficilement dégradables. Ils sont classés comme perturbateurs endocriniens, dont les effets ne suivent pas toujours une relation dose-réponse classique, certaines expositions à faibles doses pouvant être plus délétères que des expositions plus élevées (Gore et al., 2015).

### Modes de contamination

L'exposition aux polluants issus des usines à bitume peut se produire par :

- Contact direct : principalement chez les travailleurs manipulant le bitume, exposés aux émissions et aux résidus toxiques.
- Inhalation : exposition aux vapeurs et particules en suspension affectant aussi bien les professionnels que les populations vivant à proximité des sites industriels.
- Contamination de l'eau et des cultures : infiltration des composés toxiques dans les nappes phréatiques et dépôts sur les surfaces agricoles, entraînant une exposition indirecte par l'alimentation et l'eau potable.

### Conséquences sanitaires (Mousavi, 2024)

Les facteurs clés qui influencent les effets sur la santé des émissions sont notamment leur composition chimique, les paramètres d'exposition (dose, voie d'exposition, durée et fréquence), les caractéristiques des individus exposés et les interactions métaboliques avec d'autres composés. Cependant, les effets sur la santé de certains composés peuvent ne pas suivre le modèle général attendu en fonction de leur structure ou de leur composition ou de l'état physiologique de l'organisme, ce qui se traduit souvent par une réponse idiosyncrasique.

L'exposition aux polluants émis par les usines à bitume est associée à divers effets néfastes sur la santé:

- Effets respiratoires: l'inhalation des émissions bitumineuses favorise un stress oxydatif et une inflammation systémique, contribuant au développement de maladies pulmonaires obstructives chroniques (BPCO), d'asthme et d'infections respiratoires récurrentes (Jiang et al., 2021).
- Effets cardiovasculaires: l'exposition aux polluants atmosphériques issus des HAP et des particules fines est associée à une augmentation du risque d'hypertension artérielle, d'infarctus du myocarde et d'accidents vasculaires cérébraux (Brook et al., 2010, Rajagopalan 2021).
- Effets immunitaires : l'exposition aux HAP entraine des effets immunosuppresseurs, stimule les états inflammatoires et des réactions d'hypersensibilité (Sparfel L, 2016)
- Effets neurotoxiques: les HAP et autres composés toxiques induisent un stress oxydatif neuronal, une neuroinflammation et une altération des neurotransmetteurs, augmentant ainsi le risque de maladies neurodégénératives telles qu'Alzheimer et Parkinson, ainsi que de troubles du développement chez l'enfant. Les femmes et les personnes âgées semblent particulièrement vulnérables à cette toxicité neurologique. (Landrigan 2018, Fini, 2024)

- Cancers: certains HAP possèdent des propriétés cancérogènes avérées. Le Centre international de Recherche sur le Cancer (CIRC) a classé le benzo[a]pyrène (BaP) comme cancérogène pour l'humain (Groupe 1), et le chrysène (CHR), le benzo[a]anthracène (BaA) et le benzo[b]fluoranthène (BbF) comme possiblement cancérogènes (Groupe 2B) (CIRC, 2010). Une exposition chronique aux HAP est associée à un risque accru de cancers du poumon, de la peau, sein, œsophage, colon, pancréas, vessie (Gamboa-Loira et al., 2022).
- **Perturbations endocriniennes et métaboliques** : certains composés organiques volatils agissent comme des perturbateurs endocriniens, interférant avec les fonctions hormonales et augmentant le risque de diabète de type 2, d'obésité, de cancers, de troubles hormonaux (Landrigan 2018, Heindel et al., 2017).
- o **Troubles de la fertilité, de la grossesse et du développement** : des études suggèrent que l'exposition prénatale aux HAP pourrait entraîner des effets délétères sur le développement neurologique et métabolique des enfants (Perera et al., 2012). Les HAP altèrent également la fertilité et peuvent augmenter les risques de fausses couches (Mohammadzadeh 2024, Dechanet 2011).
- Altération du microbiote intestinal (Ribière 2016)

### **Facteurs aggravants**

Plusieurs éléments rendent ces effets encore plus préoccupants :

- Inégalités sociales en santé: les populations les plus précaires sont souvent les plus exposées aux émissions toxiques des usines à bitume, en raison d'un état de santé généralement plus fragile, d'une moindre littératie en santé limitant l'accès aux mesures de prévention et d'une capacité financière réduite à s'éloigner des environnements pollués.
- Les expositions chroniques à faible dose restent sous-documentées, alors qu'elles peuvent entraîner des effets cumulatifs sur la santé. Cela pourrait atténuer l'efficacité des mesures visant seulement à diminuer la quantité d'émission plutôt qu'à les supprimer (Lagunas-Rangel 2022).
- La diffusion et la persistance des composés toxiques dans l'environnement prolongent leur impact sanitaire et écologique (Mousavi, 2024).
- Les groupes vulnérables (enfants, personnes âgées, femmes enceintes, patients atteints de maladies chroniques) sont plus sensibles aux effets toxiques.
- Une possible synergie des polluants : les émissions des usines à bitume pourraient interagir avec d'autres polluants environnementaux, amplifiant ainsi les effets sanitaires.

### Encadrement réglementaire et recommandations

Un rapport de l'Agence nationale de sécurité sanitaire de l'alimentation, de l'environnement et du travail (ANSES) en 2013 a mis en évidence un risque sanitaire lié à l'exposition aux liants bitumineux et à leurs émissions pour les travailleurs du secteur. En 2011, le CIRC (OMS) a classé les émissions des bitumes oxydés comme « probablement cancérogènes pour l'homme » (Groupe 2A) et celles des bitumes durs comme « possiblement cancérogènes » (Groupe 2B) selon l'état des données scientifiques au moment de l'évaluation. Ces conclusions soulignent la nécessité de renforcer la réglementation et les mesures de prévention pour limiter l'exposition aux substances toxiques émises par ces installations industrielles.

### **Bibliographie**

Romanello M, Napoli CD, Green C, et al. The 2023 report of the Lancet Countdown on health and climate change: the imperative for a health-centred response in a world facing irreversible harms. *Lancet*. 2023;402(10419):2346-2394. Doi:10.1016/S0140-6736(23)01859-7

van Daalen KR, Tonne C, Semenza JC, et al. The 2024 Europe report of the Lancet Countdown on health and climate change: unprecedented warming demands unprecedented action [published correction appears in Lancet Public Health. 2024 Jul;9(7):e420. doi: 10.1016/S2468-2667(24)00129-4.]. *Lancet Public Health*. 2024;9(7): e495-e522. doi:10.1016/S2468-2667(24)00055-0

Morello-Frosch R, Pastor M Jr, Porras C, Sadd J. Environmental justice and regional inequality in southern California: implications for future research. *Environ Health Perspect*. 2002;110 Suppl 2(Suppl 2):149-154. doi:10.1289/ehp.02110s2149 <a href="https://www.santepubliquefrance.fr/presse/2025/asthme-accident-vasculaire-cerebral-diabete-quels-impacts-de-la-pollution-de-l-air-ambiant-sur-la-sante-et-quel-impact-economique">https://www.santepubliquefrance.fr/presse/2025/asthme-accident-vasculaire-cerebral-diabete-quels-impacts-de-la-pollution-de-l-air-ambiant-sur-la-sante-et-quel-impact-economique</a>

Mousavi M, Emrani J, Teleha JC, et al. Health Risks of Asphalt Emission: State-of-the-Art Advances and Research Gaps. *J Hazard Mater*. 2024;480:136048. doi:10.1016/j.jhazmat.2024.136048

Fini EH, Pahlavan F, Vega NO, et al. Health impacts of asphalt emissions: Examining neurological risks and the need for long-term exposure mitigation. *J Hazard Mater*. Published online December 14, 2024. doi:10.1016/j.jhazmat.2024.136849

Landrigan PJ, Fuller R, Acosta NJR, et al. The Lancet Commission on pollution and health [published correction appears in Lancet. 2018 Feb 3;391(10119):430. doi: 10.1016/S0140-6736(17)32817-9.]. *Lancet*. 2018;391(10119):462-512. doi:10.1016/S0140-6736(17)32345-0

Gore AC, Chappell VA, Fenton SE, et al. Executive Summary to EDC-2: The Endocrine Society's Second Scientific Statement on Endocrine-Disrupting Chemicals. *Endocr Rev.* 2015;36(6):E1-E150. doi:10.1210/er.2015-1093.

**Brook RD, Rajagopalan S, Pope CA 3rd, et al.** Particulate matter air pollution and cardiovascular disease: An update to the scientific statement from the American Heart Association. *Circulation*. 2010;121(21):2331-2378. doi:10.1161/CIR.0b013e3181dbece1.

**Perera FP, Tang D, Wang S, et al.** Prenatal polycyclic aromatic hydrocarbon (PAH) exposure and child behavior at age 6-7 years. *Environ Health Perspect.* 2012;120(6):921-926. doi:10.1289/ehp.1104315.

**Heindel JJ, Newbold R, Schug TT.** Endocrine disruptors and obesity. *Nat Rev Endocrinol*. 2015;11(11):653-661. doi:10.1038/nrendo.2015.163.

Gamboa-Loira B, Cebrián ME, Franco-Marina F, et al. Lung cancer in relation to exposure to polycyclic aromatic hydrocarbons: A systematic review. *Toxics*. 2022;10(2):59. doi:10.3390/toxics10020059.

**Jiang XQ, Mei XD, Feng D.** Air pollution and chronic airway diseases: What should people know and do? *J Thorac Dis.* 2016;8(1):E31-E40. doi:10.3978/j.issn.2072-1439.2015.11.50.

Rajagopalan S, Landrigan PJ. Pollution and the Heart. *N Engl J Med*. 2021;385(20):1881-1892. doi:10.1056/NEJMra2030281

Ribiere, C., Peyret, P., Parisot, N., Darcha, C., D'echelotte, P.J., Barnich, N., Peyretaillade, E., Boucher, D., Oral exposure to environmental pollutant benzo [a] pyrene impacts the intestinal epithelium and induces gut microbial shifts in murine model. Sci Rep 2016. 6 (1), 1–11. <a href="https://doi.org/10.1038/srep31027">https://doi.org/10.1038/srep31027</a>

Lagunas-Rangel, F.A., Linnea-Niemi, J.V., Kudłak, B., Williams, M.J., Jonsson, "J., Schioth," H.B., 2022. Role of the synergistic interactions of environmental pollutants in the development of cancer. GeoHealth 6 (4). https://doi.org/10.1029/2021GH000552

### Retour:

Annexe 4 - health risk os asphalt emission state of art advances and research gap 2024-2

Journal of Hazardous Materials 4 8 (2024) 1 3 6 0 4 8



# Contents lists available at ScienceDirect Journal of Hazardous Materials

journal homepage: www.elsevier.com/locate/jhazmat



#### Review

### Health Risks of Asphalt Emission: State-of-the-Art Advances and Research Gaps

Masoumeh Mousavi <sup>a</sup>, Jahangir Emrani <sup>b</sup>, John C. Teleha <sup>b</sup>, Guangming Jiang <sup>c</sup>, Bruce D. Johnson <sup>d</sup>, Ali Shamshiripour <sup>e</sup>, Elham H. Fini <sup>a</sup>, <sup>\*</sup>

- <sup>a</sup> School of Sustainable Engineering and the Built Environment, Arizona State University, 660 S College Ave, Tempe, AZ 85281, USA
- North Carolina Agricultural & Technical State University, 1601 East Market Street, Greensboro, NC 27411, USA
- c School of Civil, Mining, Environmental and Architectural Engineering, University of Wollongong, Northfields Ave, Keiraville, NSW, Australia
- <sup>d</sup> Department of Cardiovascular Diseases, Mayo Clinic Arizona, 13400 E Shea Blvd, Scottsdale, AZ 85259, USA
- e University of Arizona, 1209 E. Second St., Tucson, AZ 8572113400, USA

#### HIGHLIGHTS

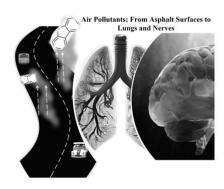
Comprehensive review of health impacts of VOCs released from asphaltsurfaces areas.

Acute, chronic, toxic, and carcinogenic effects of asphalt VOCs are discussed.

Metabolic pathways of VOCs, and health impacts of metabolites produced by enzymes are discussed.

Metabolites produced by enzymes can be more hazardous than the parent compounds.

#### GRAPHICAL ABSTRACT



#### ARTICLE INFO

Keywords: Asphalt Volatile Organic Compounds (VOCs) Health effects Air pollution Metabolism

#### ABSTRACT

Asphalt-related emissions pose significant health risks due to the release of volatile organic compounds (VOCs) that affect both workers in construction and the general public. Even at low concentrations, certain VOCs are highly toxic, with some of their metabolic byproducts, such as epoxides, known to cause DNA damage, oxidative stress, and other genetic alterations. The health implications are particularly concerning given that these emissions are persistent, and exposure can occur over prolonged periods, especially in urban areas where asphalt is prevalent. However, despite growing awareness, there remain significant gaps in our understanding of the long-term effects of chronic, low-level exposure to asphalt VOCs. Research to date has largely focused on acute exposure effects, particularly in occupational settings, leaving much unknown about the broader impact on the general public, especially vulnerable groups like children and the elderly. Moreover, the complex interactions between asphalt-derived VOCs and other environmental pollutants are not well understood, further complicating our understanding of their cumulative health impact. This paper provides a comprehensive overview of the

https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2024.136048

Received 31 July 2024; Received in revised form 7 September 2024; Accepted 1 October 2024 Available online 5 October 2 0 2 4

0 3 0 4 -3 8 2 4 28 sevier B.V. All rights are reserved, including those for text and data mining, AI training, and similar technologies.

<sup>\*</sup> Corresponding author.

E-mail address: efini@asu.edu (E.H. Fini).

M. Mousavi et al.

Journal of Hazardous Materials 4 8 (2024) 1 3 6 0 4 8

current research landscape, starting with a discussion of the health risks associated with asphalt VOCs, supported by key findings from recent studies. It then explores the latest technological advancements in VOC detection, characterization, and monitoring, and identifies critical gaps in existing research.

#### 1. Introduction

#### 1.1. Various sources of volatile organic compounds

Volatile Organic Compounds (VOCs) are a diverse group of organic chemicals characterized by their ability to easily evaporate into the atmosphere at room temperature due to their relatively low boiling points, typically ranging between 50 to 250 C. The primary concern regarding VOCs indoors is their potential to adversely affect the health of exposed individuals. Although VOCs can pose health risks outdoors as well, the US EPA primarily regulates them in outdoor environments due to their role in forming photochemical smog under specific conditions. VOC includes both highly volatile compounds and semi-volatile organic compounds. Highly volatile compounds readily transition to the gas phase under ambient conditions, while semi-volatile organic compounds have a higher boiling point and may partially exist in the gas phase and partially in the condensed phase, depending on environmental conditions. [1] Asphalt VOCs carry different heteroatoms. These heteroatoms influence the compounds' reactivity, mobility, toxicity, and environmental behavior [2]. Grouping VOCs based on the heteroatoms they contain, such as oxygen, nitrogen, sulfur, and halogens, helps in understanding their distinct chemical behaviors.

Volatile organic compounds include hundreds of compounds that primarily originate from natural gas, petroleum, or coal. A substantial portion of VOCs originate from petroleum derivatives, including gasoline and diesel fuels, as well as the polymers utilized in various aspects of our modern life. Derived from petroleum, asphalt also emits VOCs during its production, application, and aging, making it a notable contributor to VOC emissions [3]. Even in rural areas with lower traffic density, VOCs and particulate matter are abundant. These pollutants stem from a variety of sources, including agricultural activities, traffic dust, the use of agrochemicals, and the dispersion of dust from desert soil and sand [4].

Not all VOCs come from fuel and asphalt; some are emitted from construction materials [5]. They include formaldehyde, acetaldehyde, benzene, ethylbenzene, xylene (o, m, p,), styrene, toluene, 1,2,3 trimethyl benzene, 1,4 dichlorobenzene, butyl acetate, limonene,  $\alpha$ -pinene, tetra- and trichloroethylene, and naphthalene [6,7]. Many of these and other VOCs of concern are listed in the US EPA compounds of concern [8–10].

In addition, some VOCs originate from everyday household items like cosmetics and cleaning products. These products often contain chemicals that can evaporate into the air, contributing to indoor air pollution. Furthermore, some VOCs, such as isoprene, are naturally produced by trees. Isoprene emissions from vegetation, particularly trees, are substantial, with an estimated annual release of approximately 500 teragrams (Tg) [11].

### 1.2. Long-distance dispersal of VOCs and rising alarm of VOCs inside residential homes

Because of their volatility, all VOCs and their derivatives easily enter the air and cause health effects [12–14]. As they are always present in the air, VOCs eventually find their way into our bodies regardless of whether we are outdoors in the streets, parks, farms, or recreation areas or indoors in our homes or offices [15]. Since air is not stationary in one location, VOCs move with air. In fact, for modern humans, there is no escape from VOCs and their harmful effects. Since we spend so much time indoors, our exposure to indoor VOCs is multiplied over time [16], which leads to more sickness and fatalities [17]. Particulate matter

(aerosols) derived from VOCs also enter our bodies through the use of polluted soil and water for growing our food or for meeting other necessities of our lives [12].

VOC dispersion means that the health impacts linked with VOC emissions extend far beyond their immediate sources, potentially affecting populations on a global scale. For instance, certain aromatic pollutants have been documented to travel across continents to remote regions such as polar areas, where they have been disturbingly found in the mother's milk of Indigenous peoples living near the North Pole [18]. It is estimated that exposure to VOC air pollutants is responsible for 3.2 million deaths each year, primarily through chronic cardiopulmonary diseases [19–23].

A great number of aromatic hydrocarbons, alkanes, aldehydes, and specific chemicals like tetrachloroethylene and trichloroethylene have been identified within indoor environments. Notably, many of these compounds carry a spectrum of health risks. Trichloroethylene and trichloroethane, for instance, are associated with cardiovascular effects, while tetrachloroethylene, tetrachloroethane, trichloroethylene, and trichloroethane exhibit neurological impacts. Moreover, several of these compounds are classified as carcinogenic, further exacerbating the health risks that they pose [24].

#### 1.3. Health impact of asphalt VOCs

Although the type and quantity of the emissions from fresh asphalt may vary depending on the manufacturing technique utilized [25], these VOC emissions, irrespective of the manufacturing processing, are recognized as harmful chemicals for humans [26,27]. A recent study on asphalt pollutants and their human molecular targets showed key factors influencing the health effects of VOC compounds include their chemical structures, exposure parameters (dosage, route, duration, and frequency), individuals characteristics (race, age, sex, health status, fasting/fed state), and metabolic interactions with other compounds [28]. However, the health effects of some compounds may not follow the general pattern expected according to their structure or the physiological condition of the body, often resulting in an idiosyncratic response

Studies have illustrated that chemical compounds within asphalt VOCs affect the growth and development of animals, plants, and human beings [30]. These chemical compounds, released from asphalt materials, have been linked to adverse effects on biological systems, including respiratory issues, developmental abnormalities, and disruptions in ecosystem dynamics.

Exposure to asphalt VOCs over an extended time can lead to various health issues, including skin ailments, respiratory problems, nervous system disorders, and potentially cancer, as evidenced by studies performed by Reinke et al. and WHO [31,32]. Cui et al. [33] utilized Monte Carlo simulation to evaluate health risks specifically for construction workers exposed to asphalt VOCs. Boffetta et al. [34] investigated the potential relationship between asphalt VOCs and lung cancer, finding a slight elevation in lung cancer risk among workers in road paving and asphalt mixing. Moreover, Chong et al. [35] analyzed the chemical composition and concentrations of asphalt VOCs and then recommended the occupational exposure limit for asphalt VOCs.

In this review, we aim to delve into the extensive realm of health effects associated with VOCs emitted from both fresh and aged asphalt, a topic of growing concern in environmental and public health research. We specifically examine a spectrum of VOCs, notably focusing on polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs), benzene and its derivatives, select alkanes, and alkenes, identified in asphalt emissions. For each

M. Mousavi et al.

Journal of Hazardous Materials 4 8 (2024) 1 3 6 0 4 8

group, example compounds, their metabolism, and health effects, when available, are briefly discussed. Extended coverage of the health effects of these VOCs can be found in the sources cited in this article. Most of the health effects were obtained from PubChem, the published literature as referenced, and commercial sources such as Sigma-Aldrich or other company websites. For some benzene derivatives, health effects in the form of a Globally Harmonized System of Classification are included in table format toward the end. By evaluating existing knowledge, our review endeavors to offer valuable insights into the multifaceted health impacts of asphalt VOC exposure, thereby informing future research directions and guiding effective mitigation strategies.

#### 2. VOCs emitted from asphalt

Asphalt is a composite material commonly used in road construction, consisting of an asphalt binder known as bitumen, sand, and a granular skeleton made of aggregates. Bitumen, derived from crude oil, is the primary component responsible for the release of VOCs and SVOCs from asphalt-surfaced areas. These emissions can occur as gases or aerosols, depending on the temperature [30,36-38]. These compounds act as precursors for the formation of fine particulate matter, ozone, and secondary organic aerosols (SOAs) [39,40]. VOCs are emitted during the manufacturing of fresh asphalt, particularly during the process of mixing binder (bitumen) with gravel to produce asphalt containing about 5 % organic binder. At this stage, emissions during high-temperature asphalt production are regulated and controlled to some extent at the plant level. However, the volatiles released during load-out, transportation, and paving operations are often less carefully monitored and can contain considerable amounts of VOCs and SVOCs. Asphalt emissions consist of numerous individual chemicals, each having diverse toxicological properties that could potentially endanger human health [41]

Asphalt emissions are not limited to the processes of asphalt production, placement, or compaction; they continue to be emitted from asphalt during its lifespan, when asphalt ages, even under normal ambient temperatures [42]. However, during warm seasons when temperatures rise, emissions from the surface of aged asphalt increase. Based on recent studies, asphalt emissions increase twofold in a temperature rise from 40 C to 60 C; they reach their highest level at temperatures above 140 C, suggesting that these chemical compounds are more significantly released into the air during summer months [42].

Considering the extensive utilization of asphalt, with over 2.5 million miles of paved roads in the U.S. and a global production of 150.6 million tons in 2023, projected to increase to 225.9 million tons by 2030, at a Compound Annual Growth Rate (CAGR) of 6.0 % [43], the resulting emissions from fresh and aged asphalt surfaces, especially during warm seasons, represent a significant concern for human health and environmental well-being. It is worth noting that among the chemical reactions that cause the degradation of asphalt, oxidation, and hydrolysis reactions are major contributors that are facilitated by solar heat and radiation [17,44].

#### 2.1. Main components of asphalt VOCs

Various methodologies have been employed to identify the components of asphalt VOCs. In a study by Espinoza et al. [45], gas chromatography-mass spectrometry (GC-MS) analysis revealed a total of 196 primary organic pollutants, among which 81 were significantly prominent. In this study, polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) were identified as the predominant constituents. In a complementary study, GC-MS analysis, made by Li et al. [36], revealed that the main components of asphalt VOCs are PAHs and heterocyclic aromatic hydrocarbons (HAHs), with significant amounts of two-ring and three-ring aromatic hydrocarbons compared to the original asphalt composition. Others have categorized the asphalt VOCs based on their molecular weight into small-molecule gases, PAHs, alkanes, halogenated hydrocarbons, and other organic compounds [46,47]. Li et al. [30] identified 10 primary

asphalt VOCs with significant impact on environmental ozone formation and secondary organic aerosol generation during the mixing, transportation, and paving processes of asphalt. Some researchers, like Xiao et al. [48], analyzed a diverse range of asphalt samples under uniform temperature conditions, using criteria such as chromatographic peak area, peak purity, and toxicity intensity to identify 12 key VOC fingerprint components. Conversely, others, such as Xiu et al. [38], categorized a wide array of asphalt VOCs into more manageable groups, including aliphatic hydrocarbons, aromatic hydrocarbons, nitrogen oxides, haloalkanes, and carbon disulfide.

What is quite clear is that the type and source of asphalt significantly influences the chemical composition of the VOCs emitted from it. Moreover, factors such as the manufacturing process, heating temperature, heating duration, and detection methodologies can further influence the characteristics of VOCs [49,50] Study results show that rubberized asphalt emits unique compounds which are not found in conventional asphalt. In addition, mixing rubberized asphalt at a hot-mix process emits higher levels of VOCs and PAHs than mixing it through a warm-mix process. Overall, lighter PAHs have been shown to dominate the emission, but the emission profile and composition vary greatly between warm-mix processing and hot-mix processing [49,50].

However, in a broad classification, asphalt VOCs can be categorized into nearly ten main groups of components, including PAHs, alkanes and their derivatives, aldehydes and their derivatives, benzene and its derivatives, aliphatic hydrocarbons, sulfur compounds, nitrogen oxides, carbon oxides, halogenated hydrocarbons, and other VOCs [37], Fig. 1.

Table 1 shows the VOCs released from asphalt binder at 150 C, as identified by GC-MS analysis conducted by Mousavi et al. [2]. It is worth noting that polycyclic aromatic hydrocarbons may not have been identified or reported in Table 1 because they contain larger and heavier molecular compounds, requiring higher temperatures and lower pressures for removal during asphalt distillation. These compounds might have been retained within the asphalt binder or not detected under the specific conditions of the analysis conducted by this group.

Removing some short-chain hydrocarbons, like octane and dichloroethane, from the asphalt before application to roads will reduce the release of those groups of VOCs during application to the road or later. However, the major volatiles which are non-polar aromatic compounds such as benzene derivatives along with alkanes and alkenes [2] remain in the asphalt. Hung and Fini [52] showed reduction of alkenes in asphalt during solar radiation which was attributed to the chain scission and start of decomposition reactions breaking down the large compounds into smaller ones. While most studies have focused on asphalt emission as a function of temperatures, solar radiation (mainly represented by UV-A exposure) is shown to amplify loss of compounds from asphalt surface as evidenced in rapid embrittlement and failure of asphalt when exposed to UV [53].

#### 2.2. Comparison of emissions from fresh and aged asphalt

The VOCs and particulates from asphalt can undergo further chemical reactions when exposed to sunlight, heat, acid rain, and traffic forces to produce new compounds that may be even more hazardous than the parent compounds. It is also possible that exposure to these environmental factors may change the nature of the emissions so that they may become less hazardous than the originally emitted compounds. Because of long-term exposure to oxygen and sunlight, emissions from aged asphalt are expected to contain many components in their oxidized form [3,44]. Still, for the most part, the profiles of the VOCs from aged asphalt resemble the emission profiles of fresh asphalt. In fact, comparing the emission profiles of aged asphalt reported in Table 1 with profiles of fresh asphalt reported by others [54], many of the particles released from aged asphalt and fresh asphalt are similar. However, worker exposure studies performed on asphalt construction crew in which aged asphalt was used under the name reclaimed asphalt pavement (RAP) showed significantly higher exposure; for instance, asphalt mixes

M. Mousavi et al.

Journal of Hazardous Materials 4 8 (2024) 1 3 6 0 4 8

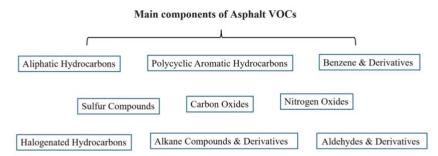


Fig. 1. Investigations across various countries have identified distinct categories of asphalt VOCs.

Table 1
List of VOCs Emitted from Un-modified Asphalt [2] and Rubber-modified Asphalt [51] Identified by GC-MS.

Asphalt VOC			
Asphalt Emission (Ref.51)		Compounds from rubberized asphalt (Ref.52)	
Alkyl benzenes (non-polar aromatics)	Small Alkanes and cycloalkanes	Naphthalene	
Benzene, 1- ethyl 2,3-dimethyl-	Nonane	Phthalimide	
Benzene, 1-ethyl 2- methyl-	Heptane	Stearic acid	
Benzene, 2-	Octane	Benzothiazole	
ethyl 1,4-dimethyl-		Cyclohexane thiol	
Benzene, 4- ethyl 1,2-dimethyl-	Heptane, 3-methyl-	3-methyl thiophene	
Benzene, 1-	Cyclohexane, methyl-	P-methyl acetophenone	
methyl 3-(1- methylethyl)-		Benzaldehyde	
Benzene, 1- ethyl 2,3-dimethyl-		Methyl-isobutyl ketone	
Benzene, 2- ethyl 1,4-dimethyl-	Alkenes	Ethylbenzene	
Benzene, 1,2-diethyl-	1-Pentene, 2-methyl-	D-limonene	
Benzene, 1,2,4,5- tetramethyl-	2-Heptene	4-ethyltoluene	
Benzene, 1,2,4,5- tetramethyl-	3-Octene, ( <i>E</i> )-	1,2,4-trimethylbenzene	
Benzene, 1,2,3,4- tetramethyl-	Cyclohexene, 4-methyl-	M-xylene	
Benzene, 1,2,4,5-	1,3-cyclopentadiene,	Styrene	
tetramethyl-	1,2,3,4-tetramethyl 5- methylene-	Toluene	
Benzene, 1,2,3- trimethyl-		Palmitin acid	
Benzene, 1,2,4,5- tetramethyl-	Alkynes	Hydrogen sulfide	
Benzene, 1,2-diethyl- Benzene, 1- ethyl 3,5-dimethyl-	3-Octyne, 5-methyl-		
Benzene, 1,2-diethyl- Toluene	Halogenated alkanes Octane, 2-chloro-		

containing high RAP was associated with a 5-fold increase in inhalation polycyclic aromatic compounds exposures and a 2-fold increase in dermal polycyclic aromatic compounds exposure, compared with low RAP mix [55]. Among methods to study exposure, wristbands are shown to integrate inhalation and dermal exposure. They have been incorporated successfully for quantify exposure to polycyclic aromatic compounds and semi-volatile organic compounds [56].

The wristband is one of several VOC detection methods used by researchers. Most VOC detection wristbands are wearable devices designed to monitor and detect the presence of VOCs in the environment. The wristband itself is often made from flexible, durable materials like silicone or Thermoplastic Elastomers. These materials are chosen for their comfort, hypoallergenic properties, and resistance to chemicals and water, making them suitable for prolonged wear in various environments. Some wristbands might incorporate textile materials for a more breathable or aesthetic design, often used for consumer-facing products. Specifically, the wristbands used by researchers in this area are shown to effectively integrate inhalation and dermal exposure to VOC. Wristbands which are worn on the wrist by asphalt workers have been successfully adopted for quantifying the exposure to polycyclic aromatic compounds and semi-volatile organic compounds [55,56].

According to the Environmental Protection Agency (EPA), emissions released by asphalt plants that manufacture fresh asphalt include particulate matter, sulfur dioxide (SO<sub>2</sub>), carbon monoxide (CO), oxides of nitrogen (NOx), polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs), metals, and VOCs that are released from the equipment used for handling fresh and recovered asphalt [54]. The equipment includes storage silos, liquid asphalt storage tanks, dryers, hot bins and mixers, truck load-out operations, yard emissions, vehicular traffic on-site, and truck loading or conveyor belts. Typically, a plant manufacturing fresh asphalt that handles about 500 tons of hot-mix asphalt releases about 20 pounds of particulate matter and 10.5 pounds of VOCs into the air each day [57]. Although the concentrations of the emissions are very high at the plant, they decrease as distance from the plant increases.

The risk of health effects resulting from exposure to asphalt VOCs depends not only on the composition (type) of VOCs but also on the duration of exposure, concentration of pollutants, and genetic predisposition of the exposed individuals [58]. People with predispositions who might be seriously affected include people predisposed to lung diseases, heart disease, or blood-vessel diseases, and children, elderly, and expectant mothers. People who live near asphalt manufacturing plants and are exposed to emissions released by fresh asphalt often complain of the smell of hydrogen sulfide coming from the plants. However, they should be more concerned about the dangerous asphalt emissions, such as PM2.5, benzene, and PAHs, which have serious health effects but do not necessarily smell as bad. Because of its desirable smell, benzene, now known as a carcinogen, was used as a perfume component for a long time before its use was banned.

#### 3. Advancements in VOC identification and monitoring

This section reviews notable advancements in VOC sensing, classifying the advances into five categories: (1) sensing technology, (2) analytical techniques, (3) Artificial Intelligence (AI), big data, and realtime analytics, (4) drone-based sensing, and (5) wearable technologies. As these technologies continue to evolve, they will play a crucial role in protecting public health from the harmful effects of VOC exposure.

M. Mousavi et al.

Journal of Hazardous Materials 4 8 (2024) 1 3 6 0 4 8

#### 3.1. Advanced VOC sensors

Recent leap of technology has led to major improvements in sensitivity, response times, and portability of VOC sensors. Although traditional detection methods like gas chromatography-mass spectrometry (GC-MS) are highly accurate, they are not suitable for real-time monitoring due to their bulkiness and the need for stationary setups. Newer sensor technologies, such as semiconductor gas sensors and nanomaterial-based sensors, offer practical solutions to these challenges.

Nanomaterial-based sensors represent a new frontier in VOC detection [59,60]. These sensors exploit the high surface area and chemical reactivity of nanomaterials to enhance sensor sensitivity and selectivity [59,60]. Recent nanotechnology advancements in composite formation, functionalization, and structural engineering have revolutionized the performance of sensors in detecting VOC traces in challenging environments. The use of metal oxide nanostructures has been found to significantly enhance the performance of sensors operating at ambient temperatures [61].

Semiconductor gas sensors, particularly metal oxide sensors, have gained attention for being highly energy-efficient and sensitive [61]. These sensors are particularly suited for detecting a host of VOCs in both indoor and outdoor environments. Researchers emphasize that despite being sensitive, metal oxide semiconductor (MOS) gas sensors typically suffer from low selectivity, making it difficult to discriminate between target VOCs and interferents such as inorganic gases (e.g., CO, NOx, O3) in complex environments [62] Researchers also introduced advanced sensor principles, such as temperature cycling and pre-concentrator systems, to improve the sensitivity and selectivity of MOS-based sensors. <sup>64</sup>.

#### 3.2. Enhanced analytical techniques for VOC detection

Alongside advancements in sensor hardware, recent developments in analytical techniques have further improved VOC detection. These techniques go beyond the hardware to focus on how VOC samples are collected, processed, and interpreted.

A major analytical improvement involves pre-concentration techniques, which allow VOCs to be collected and concentrated from large volumes of air before being analyzed by sensors. The literature has explored the use of metal-organic frameworks (MOFs) in pre-concentrator systems, which trap VOCs from the surrounding air and release them in a concentrated form for analysis [62]. These pre-concentration systems significantly improve the sensitivity of sensors in environments where VOCs are present in trace amounts, such as indoor air quality monitoring and industrial settings. The use of temperature cycling in combination with pre-concentration ensures that sensors can achieve sub-ppb (parts-per-billion) sensitivity levels, even in low-concentration environments.

Another significant analytical advancement is the use of microfluidic and micro-electromechanical systems (MEMS). These systems allow for the miniaturization of complex analytical processes (e.g., gas chromatography or chemical separation), which would normally require large laboratory equipment. Research has demonstrated the integration of these systems into portable personal air quality monitors (PAMs) [63]. By integrating multiple miniaturized sensors and analytical processes within a single device, PAMs integrating MEMS can accurately quantify VOC exposure in real time across different environments, offering more detailed and personal exposure data than traditional fixed monitoring stations. While signal processing techniques help differentiate VOCs in complex mixtures, statistical models and machine learning algorithms draw the connection between VOC concentrations, environmental conditions, and other sensible factors [61].

#### 3.3. Integration of AI, big data, and real-time analytics

Artificial intelligence (AI) and big data analytics play increasingly important roles in VOC detection. The vast amounts of data collected by modern sensor networks, including drone-based systems, require sophisticated tools for analysis, modeling, and prediction. AI-driven algorithms have been used to process large datasets and identify patterns in VOC emissions, making it possible to predict pollution levels and identify sources of emissions more accurately [61].

#### 3.4. Drone-based VOC detection and monitoring

A notable advancement pertains to the deployment of drones equipped with VOC sensors. These aerial platforms provide unprecedented flexibility and access to areas that are otherwise difficult or dangerous to reach. In particular, drones equipped with SPME and ITEX systems have shown potential to collect VOCs at various altitudes, offering insights into both horizontal and vertical distribution of VOCs in the atmosphere [64]. Drone-based VOC monitoring has been useful in assessing air quality in both indoor and outdoor environments [65,66]. Researchers have demonstrated the use of nano quadcopters to detect VOCs in confined indoor spaces, such as industrial plants, where traditional monitoring systems struggle to navigate [65].

#### 3.5. Wearable technology in VOC monitoring

Wearable sensors for real-time monitoring of environmental exposures are another emerging trend. Due to their portability, these sensors allow for the continuous measurement of VOC levels and provide personalized exposure data, offering insights into how individuals interact with their environment [67].

Wearable sensors can provide high spatiotemporal resolution, making them valuable for both population-wide and individual-level studies. These devices are not only used for VOC monitoring but also are integrated into multi-parameter systems to track heart rate, respiratory function, and other health indicators. It has been demonstrated that miniaturized, low-cost sensors integrated into portable platforms can accurately monitor personal exposure across different microenvironments [63]. These technologies capture the unique environmental dynamics individuals face in both indoor and outdoor settings, offering more precise exposure metrics than stationary systems. This enhanced spatial and temporal resolution provides more robust data for estimating health risks and is instrumental in large-scale epidemiological studies.

#### 4. Health impacts of asphalt VOCs

Human and animal studies have provided insights into the health effects of VOC exposure, particularly concerning asphalt VOCs. These compounds have been linked to respiratory and ocular irritation, along with neurological, cardiovascular, and carcinogenic effects, with children being especially vulnerable [68]. Benzene, toluene, xylene, and ethylbenzene are prevalent components found in both asphalt and gasoline VOCs. Exposure to the air near gas stations, filled with these typical air pollutants, has been associated with various health impacts, including neurological toxicity [68].

Table 2 summarizes the health effects of some harmful VOCs recently identified from aged asphalt, listed in Table 1. The classification by specific endpoints in this table is intended to organize the health effects of these VOCs into clear categories, making it easier to understand the potential risks associated with each compound.

Chronic exposure to compounds like tetrachloroethylene, styrene, toluene, formaldehyde, and trichloroethylene can lead to a range of health effects, including neurological symptoms, respiratory issues, and organ damage, Table 3. These substances have been associated with conditions such as dizziness, pulmonary edema, inflammation, and even the risk of death at higher concentrations.

M. Mousavi et al.

Journal of Hazardous Materials 4 8 (2024) 1 3 6 0 4 8

 Table 2

 Health Effects of Volatile Organic Compounds (VOCs) Categorized by Specific End-Points.

VOC	Respiratory effects	Cardiovascular effects	Neurological effects	Carcinogenic risk	Irritant effects
Benzene	No	Yes	Yes	Yes	Yes
Ethyl benzene	Yes	No	Yes	Yes	Yes
m, p-Xylene	Yes	Yes	Yes	No	Yes
o-Xylene	Yes	Yes	Yes	No	Yes
Naphthalene	Yes	No	Yes	Yes	No
Styrene	Yes	No	Yes	Yes	Yes
1,2,4-Trimethyl benzene	Yes	Yes	Yes	No	Yes
1,3,5-Trimethyl benzene	Yes	No Data	Yes	No	Yes

**Table 3**Chronic Exposure to Tetrachloroethylene, Styrene, Toluene, Formaldehyde, and Trichloroethylene.

Compound with Chronic Exposure	Health Effect		
CI CI CI	color vision, irritation of eyes, nose and throat visual contrast sensitivity, nausea, flushing of face and neck, vertigo neurobehavioral effects, dizziness, incoordination, headache somnolence, skin erythema, and liver damage		
Ref:69			
	color discrimination hearing vestibular-oculomotor system performance on behavioral tests		
Ref:70	portorname on bonariona tool		
	neurological effects such as dizziness fatigue, muscular weakness confusion, impaired coordination enlarged pupils and accommodation disturbances		
Ref:71			
=0	headache pulmonary edema; 5 30 ppm inflammation pneumonia, 50 100 ppm; death 100 ppm		
Ref:72	pireunionia, 30 100 ppin, death 100 ppin		
CI CI	headache pulmonary edema inflammation		
Ref:73	pneumonia, 50 100 ppm; death 100 ppm		

During pregnancy, exposure to styrene, ethylbenzene, and o-xylene led to wheezing; however, after birth, wheezing was not associated with these pollutants [74]. Alkyl benzenes released during regular construction activities such as installation of PVC flooring, laminates, and painting have led to wheezing and increased risk of obstructive bronchitis in pregnant women. Among predisposed children, symptoms were even more serious.

Asthma and allergies have also been associated with exposure to benzene, 1,2,4-trimethyl benzene, dichlorobenzene, styrene, and aldehydes [75]. A national cross-sectional survey of 1013 people in France [76] found a significant association between concentrations of 1,2,4-trimethyl benzene (above 6.6  $\mu$ gm  $^3$ ) and the prevalence of asthma; there was also a significant association between concentrations of ethylbenzene, trichloroethylene, m/p, and o-xylene and inflammation of the mucosa inside the nose.

It is worth noting that while Table 3 highlights a specific group of VOCs, many others can also cause similar adverse health effects. The VOCs listed in this table were selected due to their documented links to significant health impacts, especially with chronic exposure. These substances are prevalent in asphalt emissions and have well-established connections to serious health outcomes, highlighting the risks of long-term exposure to asphalt-related emissions.

In the following sections, we categorize some well-known VOCs and review their general health effects, carcinogenicity, and metabolism in

humans.

#### 4.1. Linear alkylbenzenes

Linear alkylbenzenes (LABs) contain a benzene ring with alkyl substituents attached to one or more positions of the benzene ring. Cumene, ethylbenzene, toluene, and m-/o-/p-xylenes are some examples of LABs commonly used in various industrial processes, including the production of detergents, solvents, and plastics. These compounds are liquid with low boiling points, which makes them volatile. Because of their volatility, these groups of compounds together form a major component of the VOCs emitted from petroleum products such as gasoline, diesel, and asphalt. In contrast to many other petroleum-derived compounds, LABs are not carcinogenic or mutagenic. They are so safe that they (C10–13-alkyl derivatives of benzene) are used in many household products such as detergents [77,78]. According to the EPA classification, LABs are all in group D carcinogenicity classification, which means that they are not human carcinogens.

While LABs are generally considered safe when used as intended, there are some health risks associated with exposure to high concentrations or prolonged contact. Some of these health risks were described earlier for ethylbenzene, 1,2,4-trimethyl benzene, o-xylene, and styrene. In the following discussion, two commonly known LABs, toluene, and cumene, and their associated health risks are reviewed.

#### 4.1.1. Toluene

Toluene (methylbenzene) is present in the VOCs of asphalt, but its amount varies depending on the source and manufacturing process of the asphalt. Toluene is also present in many petroleum-derived products such as gasoline, which has 5-10 % toluene. Toluene is a good solvent and is used in the manufacture of many products such as paints and adhesives. Because of the widespread use of toluene, toluene vapor is present in the air of all modern cities. As a result, toluene toxicity (which is less serious than benzene toxicity) is very common everywhere [79]. Acute health effects of toluene toxicity include lightheadedness, euphoria, disorientation, loss of balance, confusion, forgetfulness, and mood swings. Fortunately, these symptoms will stop when the exposure to toluene is stopped. Long-term exposure to toluene causes chronic health effects that include toluene-induced encephalopathy. At very high doses, an exposed person becomes unconscious, may become comatose, and may die (Table 4). Chronic exposure to toluene produces tremors, motor incoordination, and cognitive symptoms that may not be reversible or may take months or years to reverse [80].

Table 4
Toluene Toxicity Symptoms [71].

Exposure Type	Symptoms
Acute toluene toxicity	Lightheadedness, euphoria. disorientation, loss of balance confusion, forgetfulness, headache, dizziness, drowsiness Inappropriate behavior, mood swings
Chronic exposures	Tremors, motor incoordination, and cognitive deficits
Higher levels of	Unconsciousness, seizures, coma, death
exposure	Nausea, vomiting, loss of appetite
	Hearing loss

M. Mousavi et al.

Journal of Hazardous Materials 4 8 (2024) 1 3 6 0 4 8

These health effects result from toluene's effect on the brain, which occurs because of toluene's nonpolar nature which allows toluene to cross the blood-brain barrier and enter the brain and kill neural cells via some unknown mechanism. Toluene may also affect neurotransmitters [81,82].

Exposure to toluene can be determined by measuring the parent toluene or its metabolite (hippuric acid) in the blood or urine [83]. Also, the extent of shrinkage of the brain's gray matter which results due to toluene toxicity can be determined by imaging the brain [84]. The only method of treating toluene toxicity is to stop the exposure.

#### 4.1.2. Cumene

Based on the animal metabolism studies and similarity of the metabolic profile of cumene in animals and humans, cumene, in which has an isopropyl group attached to benzene ring, is thought to be a human carcinogen. Because of its structural similarity to toluene, cumene is a nonpolar solvent that has found applications in paints and enamels [85]. Because of its low polarity, like toluene, cumene can cross the blood-brain barrier to enter the brain and cause CNS toxicity [86]. However, unlike toluene, cumene's chronic CNS toxicity cannot easily be reversed, although its acute toxicity can be reversed by stopping the exposure [87]. Also, cumene's low polarity allows cumene to enter the lipid tissues and stimulate the receptors within the lipid layer, causing skin and eye irritation, pulmonary irritation, and respiratory stimulation [88]. The main exposure route for cumene is inhalation, which causes pulmonary irritation. The pulmonary irritation is due to the increased permeability of the lung capillaries, which is caused by the interaction of cumene with J-receptors [89]. Cumene is also absorbed through oral exposure. In rats and rabbits, it is also absorbed through the skin [85].

Cumene is extensively metabolized by cytochrome P450 in the liver, lung, and other tissues. Cumene is metabolized both on the side chain and on its ring in humans and animals [90]. The most abundant metabolite in rats, mice, and humans is the glucuronide of 2-phenyl-2-propanol [91]. The metabolism of cumene on the ring produces α-methylstyrene oxide or arene oxides, leading to the formation of a reactive quinone metabolite [92] that can interact with DNA and cause DNA damage.

#### 4.2. Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAH)

Asphaltene, the major component of asphalt, is made of a polycyclic aromatic hydrocarbon that is attached to 2 long alkyl chains on two of its rings. High-resolution transmission electron microscopy and fluorescence depolarization techniques have provided estimates for the size of asphaltene stacks, indicating dimensions of approximately 1 nm in both width and height, typically composed of two to three individual asphaltene molecules [93-95]. However, more recent studies involving laboratory centrifugation of live crude oil have revealed that the size of asphaltenes within crude oil is closer to 2 nm, with aggregation numbers (in nanoaggregates) ranging from 3 to 8 molecules [96]. Asphaltenes are complex molecular structures rich in aromatic rings, often containing heteroatoms such as sulfur, nitrogen, and oxygen, as well as metal-containing porphyrins. These heteroatoms play a critical role in the chemical behavior of asphaltenes, including but not limited to their tendency to self-associate and precipitate under certain conditions as well as elution and loss of light compounds. The presence of porphyrins, which are macrocyclic compounds often bound to metals like vanadium and nickel can significant affect asphaltene behavior [97]. The structure of asphaltenes, and their interaction with other constituents as well as their mechanisms of aggregation and precipitation, and the technical consequences for asphalt as a whole are active research areas. The initial step in the formation of precipitated asphaltene particles is thought to involve the self-association of asphaltene sheets, driven by  $\pi$ - $\pi$  interactions between aromatic rings and the coordination of heteroatoms and porphyrins [98,99]. The nature of the resulting stacks including the number of molecules, orientation angles, and interlayer spacing between asphaltene monomers has been the focus of extensive research [96,100,101].

Considering the specific structure of asphaltene, not surprisingly, VOC pollutants resulting from asphalt also contain polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in addition to aliphatic hydrocarbons (ACHs), chlorinated solvents, metals (present in recycled asphalt), and PM<sub>2.5</sub>, all of which cause some form of health effects [102,103].

GC-MS analysis has revealed 12 PAHs in fumes emitted from samples of fresh asphalt [49]: naphthalene, 2-methylnaphthalene, 1-methylnaphthalene, fluorene, phenanthrene, anthracene, fluoranthene, pyrene, benzo(a)anthracene, chrysene, benzo(b)fluoranthene, and benzo(a) pyrene. The detected PAHs contain 2 to 5 aromatic rings, with molecular mass ranging from 128.17 g/mol to 252.32 g/mol [49].

The VOCs containing PAHs emitted from asphalt production facilities are released into the air, soil, and water around the asphalt production plants [104]. The type of soil and the soil's ability to retain or absorb the organic matter affects the amounts of pollutants that remain in the soil and the amounts that pass through to reach the groundwater.

Due to the non-polar nature of many PAHs, they exhibit low solubility in water. However, once the PAHs are metabolized, due to the addition of hydroxyl groups to their molecules, they become polar enough to easily dissolve in water and be carried away by water. For this reason, studying the metabolism of PAHs and the health effects of both PAHs and their metabolites is essential.

#### 4.2.1. Benz[a]pyrene

One example of PAHs is benz[a]pyrene, which is a known carcinogen. Benz[a]pyrene is used as a standard in measuring the carcinogenicity of other cancer-causing compounds. According to the World Health Organization [105], to protect people, the limit for "Total Potency Equivalents" to benz[a]pyrene from all routes of exposure (ingestion, inhalation, and dermal exposure) and all sources is 0.6 mg/kg. To achieve a lifetime cancer risk of  $10^{-5}$ – $10^{-6}$ , a total benzo [a]pyrene equivalent of 5.3 mg/kg Total Potency Equivalents is needed.

Interestingly, when exposure to PAHs is combined with exposure to sunlight on human skin, the danger of carcinogenicity of PAHs is increased by 100-fold. This happens because under the influence of light, a photochemical reaction within the DNA strands prepares the DNA for reaction with PAH which results in the formation of covalent adducts and eventual carcinogenesis [106–108].

#### 4.2.2. Dibenzo[def,p]chrysene

Dibenzo[def,p]chrysene (DBC), another PAH which has a larger molecule than benz[a]pyrene, is classified as a suspect human carcinogen [109]. Due its larger molecular size, a higher temperature and a stronger vacuum are needed for its separation from asphalt/tar via distillation. Once absorbed into the body, because of its low polarity, DBC moves into the fat deposits of the body, where it stays for a long time exerting its carcinogenic effects [110].

#### 4.2.3. Multifaceted impact of PAH on human health

The impact of PAHs on human health is multifaceted, encompassing acute and chronic health effects as well as implications for reproductive and immune systems. Table 5 provides insights into the acute and chronic health effects of specific PAHs found in asphalt VOCs [104,106, 107,111,112]. Chronic exposure to substances like naphthalene, anthracene, and benzo(a)pyrene can lead to eye cataracts, kidney/liver damage, breathing problems, decreased immune function, and even cancer. Meanwhile, acute exposure may result in skin irritation, sensitization, and other respiratory symptoms.

Table 6 delves into the impact of PAHs on the reproductive system, outlining effects on male and female fertility, premature birth, and their effect on the development of offspring during pregnancy [113–116]. Moreover, it points to the molecular mechanisms underlying these effects, including PAHs' binding to estrogen and androgen receptors. Exposure to PAHs during pregnancy can also lead to low birth weight,

M. Mousavi et al.

Journal of Hazardous Materials 4 8 (2024) 1 3 6 0 4 8

Table 5
Acute and Chronic Health Effects of Asphalt VOCs.

РАН	Chronic health effects	Acute health effects
	Eye cataract Kidney /liver damage Decreased immune function Lung malfunctions/ breathing problems Asthma-like symptoms Breakdown of red blood cells	Skin irritant Skin sensitizer
	if inhaled/ingested Skin irritant Skin sensitizer Eye cataract Kidney/liver damage Breathing problems/lung malfunctions	Skin irritant Skin sensitizer
	Decreased immune function Skin irritant Skin sensitizer Eye cataract Kidney /liver damage Breathing problems/ asthma-like symptoms/lung malfunctions Decreased immune function Cancer in the lung, skin, esophagus, colon, pancreas, bladder, and women's breast	Skin irritant Skin sensitizer

Table 6
Effect of PAHs on the Reproductive System.

	PAH impact on reproduction	
Naphthalene	Benzo(a)anthracene	Benzo(a)pyrene
Fertility issues, a	nd female reproductive syste and premature birth gen and androgen receptors	ms
Male infertility		
Ref:113-116		
<b>Exposure to PAHs</b>	during pregnancy	
Low birth weight	t, premature delivery, and he	eart malformations
Low IQ, asthma, Ref:113,117	and psychological issues in	the child

premature delivery, and other adverse outcomes for children [113,117].

Table 7 sheds light on the detrimental impact of PAH exposure on the immune system, encompassing inhibition of cell development, altered

**Table 7**Effect of PAHs on the Immune System.

Effects	References
Inhibition of pre-B, pre-T, and myeloid cell development, B and T	[113,118,
cell suppression	119]
Apoptosis of lymphoid tissues, and disruption of myelopoiesis	
Altered cytokine production by macrophages and monocytes	
Tumor development, hypersensitivity (allergy), and autoimmunity	[114]
Alteration of bone homeostasis; autoimmune diseases such as rheumatoid arthritis and osteoporosis	[120,121]

cytokine production, and increased susceptibility to tumor development, allergies, and autoimmune diseases [113,118,119]. Furthermore, it highlights the alteration of bone homeostasis and the onset of autoimmune conditions like rheumatoid arthritis and osteoporosis as potential consequences of PAH exposure [120,121].

#### 4.3. Small hydrocarbons

Small non-aromatic hydrocarbons, which do not contain benzene rings, are volatile due to their small molecular size. As a result, they primarily enter the human body through inhalation. In terms of toxicity, these hydrocarbons primarily cause damage to the liver, kidney, and brain. Exposure to these hydrocarbons as liquids through the lungs is more dangerous than ingestion through the stomach. When they enter the lungs as liquid, because they are very volatile, they quickly evaporate, and their vapor which takes up the entire volume of the lungs, prevents oxygen from reaching the lung cells and cause suffocation of the subject (hypoxia). The low polarity of these small hydrocarbons also allows them to dissolve the fatty components of the lung cells (alveoli) which renders lung cells unable to remove fluids, causing drowning. Interestingly, while application of small hydrocarbons (approximately 5-16 carbons) to skin removes fat from the surface of the skin, causing the skin to dry, application of the larger hydrocarbons (~17 carbons, such as Vaseline) in the form of moisturizers to the skin, forms a barrier that prevents water from evaporating from the surface of the skin. Table 8 presents the health effects of a group of small alkenes.

#### 4.4. Particulate matter generated from VOCs

Particulate Matter (PM) are tiny particles or droplets that are suspended in the air and can vary in size, composition, and origin. Particulate matter can be generated from the reaction of asphalt VOCs with other pollutants in the atmosphere [126,127]. Asphalt VOCs can undergo chemical reactions, particularly in the presence of sunlight and heat, leading to the formation of secondary organic aerosols (SOA), which contribute to the formation of PM [126,127]. These reactions include oxidation of VOCs which leads to the formation of intermediates that undergo further reactions to produce PM.

Particulate matter may have diameters of less than 2.5  $\mu m$  (PM $_{2.5}$ ) or even less than 0.1  $\mu m$  (ultrafine particles (UFPs)). They may include ozone (O $_3$ ), sulfur dioxide (SO $_2$ ), nitrogen oxides (NO $_3$ ), and carbon monoxide (CO). Under the influence of sunlight and heat, nitrogen oxides (NO $_2$ ) can react with other VOCs at ground level to produce ozone (VOC NO $_2$  sunlight Ozone), which upon entering the lungs causes pulmonary health effects such as asthma [128,129].

In general, PM generated from VOCs can have significant health implications, as inhalation of these particles can lead to respiratory and

Table 8 Health effects of alkenes.

Health Effects
Ref:122
Anesthesia through inhalation, and moderate eye irritation with exposure to eyes.
Ref:123
An irritant
Ref:124
May induce irritation; poses a risk of aspiration if ingested (may lead to lung injury)
Ref:125  May be fatal if swallowed and enters the airways,
causing skin irritation, serious eye irritation, and possibly respiratory irritation

M. Mousavi et al.

Journal of Hazardous Materials 4 8 (2024) 1 3 6 0 4 8

cardiovascular problems, exacerbate existing conditions such as asthma, and contribute to overall air pollution-related mortality and morbidity [130]

In addition to causing asthma, ozone can seriously affect children who already have asthma [131,132]. Traffic-related particulate matter, which originates from both asphalt and the combustion of fuels, has been associated with 20 % of air-pollution-related mortality in Germany, the U.S., and the U.K. [133]. In small children, particulate matter severely affects the development of the immune system and lung function. In the elderly, due to slower body metabolism and slower excretion of particulate matter; the negative health effects of these pollutants lasts for longer time [134-137]. Extended exposure to PM<sub>2.5</sub> ultimately leads to asthma in all adults [138]. In some cases (though not in all cases), even the onset of Chronic Obstructive Pulmonary Disease (COPD) has been associated with air pollutants [139,140]. COPD includes a group of progressive lung diseases that encompass emphysema and chronic bronchitis all of which cause obstructed airflow from the lungs and breathing difficulties. COPD is a significant health condition often associated with an increased risk of lung cancer.

Among those who are predisposed, arthritis, depression, and anxiety have also been associated with exposure to PM<sub>2.5</sub>, PM<sub>10</sub>, and other pollutants such as nitrogen oxides [141].

#### 5. Carcinogenicity of asphalt VOCs

#### 5.1. Carcinogenic effects of asphalt VOCs; linear alkylbenzenes

Exposure of our lungs to a high concentration of VOC pollutants in the air for an extended period of time negatively affects our lungs [142, 143]. For those who are genetically predisposed to cancer, according to the International Agency for Research on Cancer (IARC), extended exposure to particulate matter, polycyclic aromatic hydrocarbons, arsenic, nickel, and chromium (group 1 cancer-causing agents) may lead to cancer [109,143–146]. Even individuals without a genetic predisposition can become susceptible under certain lifestyle conditions. For instance, cigarette smokers who are not genetically predisposed may develop lung cancer when exposed to specific environmental pollutants [147]. Additionally, a link has been discovered between COPD and lung cancer [142,148–150].

It has also been shown that some of the cancer-causing VOCs that are produced from asphalt such as  $PM_{2.5}$ , nitrogen oxides, and  $SO_2$ , can also be produced from coal [151,152]. A positive correlation between the number of  $PM_{2.5}$  particles in the air and an increase in the frequency of lung cancer has also been found [153]. Diesel engines also produce the same pollutants that are produced by asphalt and coal. This is why the risk of cancer among drivers of diesel vehicles is higher than that of the general population [154,155].

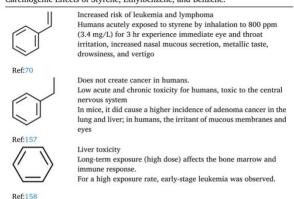
Table 9 presents three compounds found in asphalt VOC emissions, benzene, ethylbenzene, and styrene, each with distinct carcinogenic properties [6]. Isopropyl benzene, n-propyl benzene, 1,3,5-trimethylbenzene, and 1,2,4-trimethylbenzene are other asphalt VOCs that are also major components of fuel. People in cities, especially those driving or riding on the roads, are exposed to these and other compounds in these VOCs. Interestingly, bikers on the roads (whose bikes do not even burn fuel) inhale 7–9 times more benzene than drivers of gasoline vehicles or tram riders [156].

This illustrates the diverse range of carcinogenic effects within this group of compounds, highlighting the complexities of assessing their health risks and regulatory implications.

#### 5.2. Categorization of carcinogenic PAHs by the International Agency for Research on Cancer (IARC)

It is important to note that depending on the origin and processing conditions, different asphalts contain different types and amounts of PAHs [49]. The total number of PAHs also changes as a function of

Table 9
Carcinogenic Effects of Styrene, Ethylbenzene, and Benzene.



increasing temperature. The IARC has divided the PAHs into four groups: group 1, which is carcinogenic to humans, group 2 A, probably carcinogenic to humans, group 2B, potentially carcinogenic to humans, and group 3, not classifiable as carcinogenic to humans. Details are available on the IARC Web site, in reference 32.

Accordingly, naphthalene, benzo(a)anthracene, chrysene, and benzo (b)fluoranthene are class 2B human carcinogens, while benzo(a)pyrene is categorized as a class 1 human carcinogen. Table 10 shows examples of these carcinogenic PAH compounds and their structure [159].

### 6. The toxic transformation of VOCs: metabolism and health implications

The parent compounds of many of the organic compounds found in the VOCs are inherently toxic. In addition, many that are not toxic by themselves can become toxic after they enter the body and are metabolized, primarily by liver enzymes. In general, metabolism involves the biotransformation of organic compounds into new compounds under

Table 10
Categorization of carcinogenic PAHs by IARC [32].

Cancer-Causing Classification	Example	Structure
Group 1 as carcinogenic to humans	Benzo[a]pyrene	
Group 2 A as probably carcinogenic to humans	Dibenz[ <i>a</i> , <i>l</i> ] pyrene	
Group 2B as potentially carcinogenic to humans	Benz[a] anthracene	
Group 3 not classifiable as carcinogenic to humans	Benzo[ε]pyrene	

M. Mousavi et al.

Journal of Hazardous Materials 4 8 (2024) 1 3 6 0 4 8

enzymatic conditions after they enter humans, animals, plants, or microorganism body. These enzymes can metabolize exogenous compounds similar to those of endogenous compounds (compounds that are produced within an organism or cell). Once metabolized, the resulting metabolites are conjugated to glucuronic acid, sulfates, cysteine, or glutathione to increase their water solubility for easy excretion. Even soil and water have microorganisms with enzymes that metabolize organic compounds. During metabolism, organic compounds are broken into metabolites that are often more polar than the original compounds so that they can easily be excreted or removed. Some of the metabolites are reactive species that can bind to important biological molecules such as DNA or key proteins and cause serious health effects such as cancer. Metabolites produced by microorganisms in the soil or water may enter the human body through the consumption of contaminated food or water or even through the air.

Once VOCs from asphalt or other sources enter the atmosphere, they may come back down with rain or other forms of precipitation, entering the water or soil and undergoing further chemical and biochemical transformations. Careful design of experiments using radiotracers such as <sup>13</sup>C-labeled organic components of asphalt can track and measure the contribution of fresh asphalt and aged asphalt VOC pollutants to air, water, and soil pollution. To simulate the process in the lab, a piece of asphalt can be subjected to all possible environmental factors including chemical, photochemical, mechanical, and biological degradation in a sealed chamber, and the released volatiles and degradants can be collected and analyzed. Contributions from construction and residential sources of VOCs may also be determined in a similar fashion.

The biochemical and chemical transformation of VOC components in soil and water produces degradants or metabolites that may be more toxic or less toxic than the original pollutants. In the process of metabolism, components of VOC may influence each other's metabolism, causing some metabolites to be produced faster or slower. Alternatively, they may force the production of new metabolites. For example, when benzene, toluene, and xylene are metabolized under environmental conditions, they can influence each other's metabolism by inducing or inhibiting the enzymes that metabolize them, or they may enter a cometabolism process [160]. The degradation of benzene and p-xylene by a *Pseudomonas* strain, for instance, is enhanced in the presence of toluene [160]. Additionally, naphthalene mineralization is enhanced

after a 14-day pre-exposure to other aromatic compounds [161].

Pseudomonas putida is a Gram-negative bacterium that is commonly found in soil and water, especially in polluted soils. Pseudomonas putida strain 39 P converts p-xylene to p-xylene dihydro diol, and Pseudomonas putida strain F1 converts p-xylene to 3,6-dimethyl pyrocatechol and 2,5-Dimethylphenol, which were identified by comparing with the authentic standard (Fig. 2) [162].

#### 6.1. Health effects and metabolism of benzene

EPA has classified benzene as a known human carcinogen. Short-term inhalation of benzene may cause drowsiness, dizziness, head-aches, as well as eye and skin irritation. Chronic exposure to benzene leads to liver toxicity. Some studies have associated myelodysplastic syndrome with benzene, but this effect of benzene may only be observed above certain benzene concentrations [163–166]. At low concentrations, exposure to benzene or its metabolites does not increase the risk of inflammasome-mediated diseases [167]. However, at high concentrations, long-term exposure to benzene affects the bone marrow and leads to abnormalities in blood such as anemia and leukemia. Interestingly, the effect of benzene on bone marrow does not involve changes in the genes. Extensive exposure to benzene for a very long time leads to chronic toxicity causing anemia, thrombocytopenia, or leukocytosis [168]. These conditions are accompanied by lower levels of granulocyte alkaline phosphatase enzyme activity [169].

The metabolism of benzene in humans and animals has been studied. In humans, the metabolic profiles of benzene in different population groups are the same, but relative quantities of the individual metabolites among different population groups are different [167,170]. Fig. 3 shows the metabolic profile of benzene [171]. In addition to metabolism, pharmacokinetic (PBPK) models of benzene have been developed for humans, mice, rats, and several other species [167,172–174].

As shown in Fig. 3, benzene is primarily oxidized by P450 oxidizing enzymes in the liver to produce epoxide, which then undergoes ring opening to produce the diol and eventually, the non-aromatic ring-opened metabolite. In addition to ring-opened products, the epoxide may also be attacked by GSH or cysteine as a nucleophile, resulting in the formation of glutathione or cysteine conjugates. To quantify the benzene metabolites, animals are dosed with 14C-labeled benzene, and

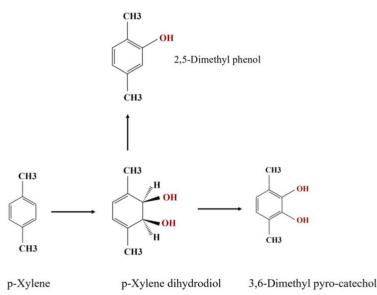


Fig. 2. Metabolic pathway of para-xylene by Pseudomonas Putida.

M. Mousavi et al.

Journal of Hazardous Materials 4 8 (2024) 1 3 6 0 4 8

Fig. 3. Metabolic profile of benzene in humans leading to different compounds

the resulting 14C-metabolites are separated from the urine, purified, and identified. Metabolites of benzene include trans, trans-muconaldehyde, and trans, trans-muconic acid; these metabolites are produced after a benzene ring is oxidized under the influence of the cytochrome P450 2E1 (CYP2E1) enzyme. To monitor exposure to benzene in workers or the general population, urine is collected from individuals, and the concentration of trans, trans-muconic acid in the urine is measured in the lab. The other isomer of this diacid, cis, cis-muconic acid, is a metabolite of benzene that is produced by some bacteria when exposed to aromatic compounds. [175].

Benzoquinone, a metabolite of benzene produced in the bone marrow, interacts with the DNA of stem cells, and the interaction results in the production of leukemia [176,177].

#### 6.2. Metabolism and carcinogenicity of PAHs

As in benzene which has only one aromatic ring, aromatic hydrocarbons containing multiple benzene rings in their structure such as dibenzo[def,p]Chrysene undergo oxidation by P-450 enzymes upon entering the body, resulting in the formation of the corresponding epoxides. The epoxide rings either open to produce the diols or they react with GSH, cysteine, or other nucleophilic species to produce conjugates. Following the diol formation, the remaining double bonds in the aromatic rings may also be oxidized by P450 enzymes to produce diolepoxides (Fig. 4), which can interact with DNA to produce DNA adducts. The formation of DNA adducts starts a series of steps that lead to mutagenesis or carcinogenesis. Such metabolites from all other aromatic compounds can potentially react with DNA components to produce dangerous DNA adducts [114]. It is through such pathways that upon long-term exposure, benzo(a)pyrene, a group 1 carcinogen [178,179], may produce tumors in the lung, skin, esophagus, colon, pancreas, bladder, and women's breast [106,180]. In humans, exposure to benzo [a]pyrene mixed with other PAHs leads to further DNA damage and carcinogenic effects.

#### 7. Impacts of asphalt VOCs on human gut microbiomes

The effects of VOCs on human gut microbiomes and their subsequent impacts on human health are not well understood. An indirect and even more complex impact could involve impairing various human microbiomes, including but not limited to gut microbiomes.

A recent review indicated that air pollutants can alter the composition and diversity of gut microbiota, correlating with adverse health effects such as impaired fasting glucose, adverse pregnancy outcomes, and asthma attacks [181]. Specifically, oral exposure to benzo[a]pyrene significantly alters the composition and abundance of gut microbiota, leading to moderate inflammation in the intestinal mucosa [182]. These changes can establish a pro-inflammatory environment, which could

M. Mousavi et al.

Journal of Hazardous Materials 4 8 (2024) 1 3 6 0 4 8

Fig. 4. Metabolic pathways of polycyclic aromatic hydrocarbons.

accelerate the development of inflammatory diseases under certain conditions. Other in vitro studies show that benzo[a]pyrene exposure alters the functional pathways of gut microbiota, including upregulation of pathways related to hydrocarbon degradation and DNA repair, potentially disturbing gut homeostasis [183]. Persistent exposure to phenanthrene, a common PAH, induces intestinal dysbiosis and disrupts hepatic lipid metabolism in mice [184]. In addition, PAHs has been shown to alter human gut microbiota functions, which may lead to damage of bowel health, including diarrhea [185]. This highlights gut microbiota's role in mediating environmental PAHs' health impacts.

Exposure to VOCs, particularly PAHs, can significantly alter the composition and function of gut microbiota. Human intestinal microbiota can bioactivate PAHs into estrogenic metabolites, which are not originally estrogenic. This bioactivation in the colon suggests that current risk assessments may underestimate the risks associated with ingested PAHs [186]. A study found that VOC exposures among salon workers were associated with alterations in the nasal microbiome, with a higher prevalence of Staphylococcus species in salon workers compared to office workers [187]. Staphylococci are dominant bacteria on the skin and mucosal surfaces and are known for their resilience against environmental stressors, including chemical exposure. Interestingly, another study found that changes in the gut microbiome, specifically in the relative abundance of certain taxa, could help counteract the detrimental effects of PAHs on the neurodevelopment of 3-year-old children [188].

While direct research on asphalt emissions and the gut microbiome is lacking, studies on related environmental pollutants suggest that exposure to such chemicals can significantly alter gut microbiota composition, potentially leading to various health issues, including inflammation, dysbiosis, and disruption of metabolic processes. Further research is needed to directly explore the specific effects of asphalt emissions on the human gut microbiome. Additionally, it is essential to understand the combined effects of various compounds in asphalt emissions, alongside the confounding effects of existing human health issues and other health risk factors.

#### 8. Summary, future directions, and research gaps

This paper provides a comprehensive review of the health impacts of VOCs released from asphalt. Given the extensive use of asphalt in road construction, roofing, parking, driveways, playgrounds and other built environments, exposure to these VOCs affects everyone. VOCs and particulate matter emitted from asphalt are common to various fossil-

derived fuels such as gasoline and diesel to name a few; these VOCs and particulate matter together make up the bulk of current air pollutants that cause serious health concerns. A recent report in Science Advances [42] revealed that emissions from asphalt surfaces persist throughout their service life and are a major, previously underestimated source of secondary organic aerosol precursors. A recent study published in Nature [189] linked air pollution exposure to a greater disparity between brain age and chronological age, highlighting its potential neurological impact. Our review discusses the acute, chronic, toxic, and carcinogenic effects of asphalt VOCs, highlighting the complex metabolic processes that these compounds undergo in the body, soil, and water. These processes can result in the formation of mutagenic, carcinogenic, or non-toxic molecules that are eventually excreted or removed from the body. While the chemical composition of asphalt, production and placement methods, and environmental stressors primarily influence VOC emissions, recent studies indicate that the type of modifiers, such as polymers or rubber, also significantly impact the emission profile and concentration of VOCs. Additionally, the size of rubber particles in rubberized asphalt can further affect these emissions [51]. The main research gaps identified by this review are as follows:

Synergistic Effects of VOCs Combination: Most of the recent attempts are to reduce the VOC concentration to reduce its risk and toxicity. It should be noted that it is possible that a synergistic combination of select VOC compounds can become carcinogenic even at low concentrations. Synergy occurs when the interaction between two or more factors makes the total effect greater than the sum of the individual effects. The synergistic effect of a mixture of compounds warrants further research in the design of future studies [190].

Long-term Health Effects of Specific VOCs: While acute effects are well-documented, there is a significant gap in understanding the long-term health impacts of chronic low-level exposure to asphalt VOCs specially a cohort of compounds with synergistic effects. Longitudinal studies are needed to explore the cumulative effects over time, particularly regarding chronic exposures leading to neurological, cardiovascular, and respiratory disorders.

Technological Innovations in VOC Reduction: Continued development and optimization of technologies designed to reduce VOC emissions are essential. This includes both pre-application treatments and post-application interventions. Research should focus on developing and testing new materials, such as low-temperature asphalts and bio-based binders, as well as exploring the effectiveness of additives designed to neutralize or reduce VOCs.

Innovative Monitoring Systems: Mobile and stationary gas sensing

M. Mousavi et al.

Journal of Hazardous Materials 4 8 (2024) 1 3 6 0 4 8

stations equipped with highly accurate sensors offer a promising approach for real-time monitoring of VOC flux in asphalt research. The ability of these sensors to detect even low concentrations of VOCs is crucial for identifying emissions that could pose health risks. However, the lack of established health risk thresholds for many VOCs limits the utility of these sensors, as it hampers the interpretation of their data and the ability to assess potential health impacts. Nonetheless, this technology remains transformative by enabling continuous, real-time measurement of VOC emissions from asphalt surfaces, both during application and as the material ages, supporting more precise evaluations of their effects over time.

Predictive Modeling Using Big Data and Machine Learning Applications: Predictive modeling can play a crucial role in enhancing proactive risk assessments for asphalt-related VOCs. By leveraging big data and machine learning algorithms, these models can analyze complex environmental variables and VOC emission patterns to predict potential hotspots and areas of concern. Such models can be adapted for use in various geographical regions, thereby reducing the reliance on permanent monitoring stations.

#### List of Abbreviations

VOC	Volatile Organic Compounds	
PM <sub>2.5</sub>	Particulate Matter with the Dimension of 2.5 µm	
DNA	Deoxy-Nucleic Acid	
O,p,m	Ortho, Para, Meta-	
WHO	World Health Organization	
SVOCs	Semi-Volatile Organic Compounds	
SOAs	Secondary Organic Aerosols	
GC-MS	Gas Chromatography-Mass Spectrometry	
PAH	Polycyclic Aromatic Hydrocarbons	
HAH	Heterocyclic Aromatic Hydrocarbons	
UV	Ultraviolet	
EPA	Environmental Protection Agency	
NOx	Oxides of Nitrogen	
RAP	Reclaimed Asphalt Pavement	
PVC	Polyvinyl Chloride	
LABs	Linear Alkyl Benzenes	
CNS	Central Nervous System	
DBC	Dibenzo [def,p]Chrysene	
COPD	Chronic Obstructive Pulmonary Disease	
IARC	International Agency for Research on Cancer	

#### **Environmental implications**

The environmental implications of this study underscore the significant health risks associated with asphalt-related emissions, particularly volatile organic compounds (VOCs) emitted from asphalt-surfaced areas. Although asphalt is primarily used for roadways, it is also employed in paving playgrounds, bicycle paths, running tracks, and tennis and basketball courts. With the extensive use of asphalt in various paved areas and its coverage of a significant portion of urban environments, the exposed population extends beyond occupational exposure to include the general public. Our comprehensive analysis details emissions from both fresh and aged asphalt, affecting a broad population, from children to the elderly, not just asphalt workers. We further examine the metabolic pathways of VOCs and the health impacts of metabolites produced by enzymes, highlighting hazardous metabolites like epoxides. The review focuses on key VOC groups, including PAHs, benzene derivatives, and selected alkanes and alkenes, discussing their metabolism and health effects. This underscores the urgent need for stringent regulations and mitigation strategies to safeguard public health and reduce environmental contamination from asphalt VOC emissions.

#### CRediT authorship contribution statement

Masoumeh Mousavi: Writing - review & editing, Writing - original

draft, Investigation, Formal analysis. Jahangir Emrani: Writing – original draft, Investigation, Formal analysis, Conceptualization. John C. Teleha: Writing – review & editing, Writing – original draft, Resources. Guangming Jiang: Writing – review & editing, Investigation, Formal analysis. Bruce D. Johnson: Writing – review & editing, Conceptualization. Ali Shamshiripour: Data curation, Formal analysis. Elham H. FINI: Writing – review & editing, Visualization, Supervision, Investigation, Formal analysis, Conceptualization

#### **Declaration of Competing Interest**

The authors declare that they have no known competing financial interests or personal relationships that could have appeared to influence the work reported in this paper.

#### Data availability

No data was used for the research described in the article.

#### References

- [1] Li, Y., Cai, R., Yin, R., Li, X., Yuan, Y., An, Z., Guo, J., Stolzenburg, D., Kulmala, M., Jiang, J., 2024. A kinetic partitioning method for simulating the condensation mass flux of organic vapors in a wide volatility range. J Aerosol Sci 180, 106400. https://doi.org/10.1016/j.jaerosci.2024.106400.
- [2] Mousavi, M., Aldagari, S., Crocker, M.S., Ackerman-Biegasiewicz, L.K., Fini, E.H., 2023. Iron-rich biochar to adsorb volatile organic compounds emitted from asphalt-surfaced areas. ACS Sustain Chem Eng 11 (7), 2885–2896. https://doi.org/10.1021/acssuschemeng.206292.
- [3] Yang, B., Li, H., Sun, Y., Zhang, H., Liu, J., Yang, J., Zhang, X., 2023. Chemorheological, mechanical, morphology evolution and environmental impact of aged asphalt binder coupling thermal oxidation, ultraviolet radiation and water. J Clean Prod 388, 135866. https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2023.135866.
- [4] Simoneit, B.R., Kobayashi, M., Mochida, M., Kawamura, K., Huebert, B.J., 2004. Aerosol particles collected on aircraft flights over the northwestern Pacific region during the ACE-Asia campaign: Composition and major sources of the organic compounds. J Geophys Res: Atmospheres 109 (D19), D19S09. https://doi.org/ 10.1029/2004JD004565.
- [5] WHO, WHO global air quality guidelines: particulate matter (PM2. 5 and PM10), ozone, nitrogen dioxide, sulfur dioxide and carbon monoxide. World Health Organization: 2021.
- [6] WHO, WHO guidelines for indoor air quality: selected pollutants. World Health Organization. Regional Office for Europe: 2010; Vol. https://iris.who.int/bits tream/handle/10665/260127/9789289002134-eng.pdf.
- [7] ASHRAE, ASHRAE Position Document on Indoor Air Quality. ASHRAE 2023, Peachtree Corners, GA: American Society of Heating, Refrigerating and Air-Conditioning Engineers, Inc. DOI: https://www.ashrae.org//File%20Library /About/Position%20Documents/pd\_indoor-air-quality-2023-06-28.pdf.
- [8] WHO, In Health effects of particulate matter: policy implications for countries in eastern Europe, Caucasus and central Asia, World Health Organization: 2013.
- [9] ASHRAE, ASHRAE position document on indoor carbon dioxide. 2022, https://www.ashrae.org/file%20library/about/position%20documents/pd\_indoorcarbondioxide, 2022.pdf.
- [10] EPA, Integrated science assessment (ISA) for particulate matter (final report, December 2019). (No. EPA/600/R-19/188). Research Triangle Park, NC: US Environmental Protection Agency. Office of Research and Development. Center for Public Health and Environmental Assessment. 2019, https://www.epa.gov/isa/integrated-science-assessment-isa-particulate-matter.
- [11] Teng, A.P., Crounse, J.D., Wennberg, P.O., 2017. Isoprene peroxy radical dynamics. J Am Chem Soc 139 (15), 5367–5377. https://doi.org/10.1021/ iog.6b13939
- [12] Seinfeld, J.H., Pandis, S.N., 2016. Atmospheric Chemistry and Physics: From Air
- Pollution to Climate Change, 3rd ed.,.. John Wiley & Sons,.
  [13] Mo, S., Wang, Y., Xiong, F., Ai, C., Wang, D., Tan, G.Y.A., 2020. Changes of asphalt fumes in hot-mix asphalt pavement recycling. J Clean Prod 258, 120586. https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.120586.
- [14] Xu, Y., Kåredal, M., Nielsen, J., Adlercreutz, M., Bergendorf, U., Strandberg, B., Antonsson, A.-B., Tinnerberg, H., Albin, M., 2018. Exposure, respiratory symptoms, lung function and inflammation response of road-paving asphalt workers. Occup Environ Med 75 (7), 494–500. https://doi.org/10.1136/oemed-2017-104983.
- [15] Brown, S.K., Sim, M.R., Abramson, M.J., Gray, C.N., 1994. Concentrations of volatile organic compounds in indoor air-a review. Indoor Air 4 (2), 123–134. https://doi.org/10.1111/j.1600-0668.1994.t01-2-00007.x.
- [16] Noorian Najafabadi, S.A., Sugano, S., Bluyssen, P.M., 2022. Impact of carpets on indoor air quality. Appl Sci 12 (24), 12989. https://doi.org/10.3390/ app122412989.
- [17] von Stackelberg, K., Buonocore, J., Bhave, P.V., Schwartz, J.A., 2013. Public health impacts of secondary particulate formation from aromatic hydrocarbons in gasoline. Environ Health 12, 1–13. https://doi.org/10.1186/1476-069X-12-19.

M. Mousavi et al.

Journal of Hazardous Materials 4 8 (2024) 1 3 6 0 4 8

- [18] Johansen, B.E., 2023. The inuit (and others): if it swims, it's probably poisonous Resource Devastation on Native American Lands: Toxic Earth, Poisoned People. Springer., pp. 115–150.
- [19] Kurt, O.K., Zhang, J., Pinkerton, K.E., 2016. Pulmonary health effects of air pollution. Curr Opin Pulm Med 22 (2), 138–143. https://doi.org/10.1097/ MCP.000000000000248.
- [20] Andersen, Z.J., Hvidberg, M., Jensen, S.S., Ketzel, M., Loft, S., Sørensen, M., Tjønneland, A., Overvad, K., Raaschou-Nielsen, O., 2011. Chronic obstructive pulmonary disease and long-term exposure to traffic-related air pollution: a cohort study. Am J Respir Crit care Med 183 (4), 455–461. https://doi.org/ 10.1164/rccm.201006-0937OC.
- [21] Gan, W., Koehoorn, M., Davies, H., Demers, P., Tamburic, L., Brauer, M., 2011. Long-term exposure to traffic-related air pollution and the risk of coronary heart disease hospitalization and mortality. Epidemiology 22 (1)), S30. https://doi.org/ 10.1097/01.ede.0000391750.38925.0f.
- [22] Young, M.T., Sandler, D.P., DeRoo, L.A., Vedal, S., Kaufman, J.D., London, S.J., 2014. Ambient air pollution exposure and incident adult asthma in a nationwide cohort of US women. Am J Respir Crit care Med 190 (8), 914–921. https://doi. org/10.1164/rccm.201403-0525OC.
- [23] Lim, S.S., Vos, T., Flaxman, A.D., Danaei, G., Shibuya, K., Adair-Rohani, H., AlMazroa, M.A., Amann, M., Anderson, H.R., Andrews, K.G., 2012. A comparative risk assessment of burden of disease and injury attributable to 67 risk factors and risk factor clusters in 21 regions, 1990–2010: a systematic analysis for the Global Burden of Disease Study 2010. lancet 380 (9859), 2224–2260. https://doi.org/10.1016/S0140-6736(12)61766-8.
- [24] Halios, C.H., Landeg-Cox, C., Lowther, S.D., Middleton, A., Marczylo, T., Dimitroulopoulou, S., 2022. Chemicals in European residences-Part I: A review of emissions, concentrations and health effects of volatile organic compounds (VOCs). Sci Total Environ 839, 156201. https://doi.org/10.1016/j. scitotenv.2022.156201.
- [25] Chong, D., Wang, Y., Zhao, K., Wang, D., Oeser, M., 2018. Asphalt fume exposures by pavement construction workers: Current status and project cases. J Constr Eng Manag 144 (4), 05018002. https://doi.org/10.1061/(ASCE)CO.1943-7862-0001454
- [26] del Carmen Rubio, M., Moreno, F., Martínez-Echevarría, M.J., Martínez, G., Vazquez, J.M., 2013. Comparative analysis of emissions from the manufacture and use of hot and half-warm mix asphalt. J Clean Prod 41, 1–6. https://doi.org/ 10.1016/j.iclepro.2012.09.036.
- [27] Xu, Y., Lindh, C.H., Jonsson, B.A., Broberg, K., Albin, M., 2018. Occupational exposure to asphalt mixture during road paving is related to increased mitochondria DNA copy number: a cross-sectional study. Environ Health 17, 1–10. https://doi.org/10.1186/s12940-018-0375-0.
- [28] Rozewski, E., Taqi, O., Fini, E.H., Lewinski, N.A., Klein-Seetharaman, J., 2023. Systems biology of asphalt pollutants and their human molecular targets. Front Syst Biol. 2, 038662, https://doi.org/10.3896/fsysb.202.93862
- Syst Biol 2, 928962. https://doi.org/10.3389/fsysb.2022.928962.

  [29] MASDT, ToxMSDT Toxicology MSDT. 6. Principles of Toxicology 3.2: Factors Affecting Toxicity https://chem.libretexts.org/Bookshelves/Environmental\_Chemistry/Toxicology\_MSDT/6963A\_Principles\_of\_Toxicology/Section\_3%3A\_Toxic\_
- mistry/Toxicology\_MSDI/O%3A\_Principles\_0f\_Toxicology/Section\_3%3A\_Toxic\_ Effects/3\_2%3A\_Factors\_Affecting\_Toxicity%20\_(Accessed: June 2024).
  [30] Li, N., Jiang, Q., Wang, F., Xie, J., Li, Y., Li, J., Wu, S., 2020. Emission behavior, environmental impact and priority-controlled pollutants assessment of volatile organic compounds (VOCs) during asphalt pavement construction based on laboratory experiment. J Hazard Mater 398, 122904.
- [31] Reinke, G., Swanson, M., Paustenbach, D., Beach, J., 2000. Chemical and mutagenic properties of asphalt fume condensates generated under laboratory and field conditions. Mutat Res/Genet Toxicol Environ Mutagen 469 (1), 41–50. https://doi.org/10.1016/S1383-5718(00)00068-1.
- [32] WHO/IARC, Agents Classified by the IARC Monographs, Volumes 1–135. World Health Organization. International Agency for Research on Cancer. 2023, https: ://monographs.iarc.who.int/agents-classified-by-the-iarc.
- [33] Cui, P., Schito, G., Cui, Q., 2020. VOC emissions from asphalt pavement and health risks to construction workers. J Clean Prod 244, 118757. https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.118757.
   [34] Boffetta, P., Burstyn, I., Partanen, T., Kromhout, H., Svane, O., Langård, S.,
- [34] Boffetta, P., Burstyn, I., Partanen, T., Kromhout, H., Svane, O., Langård, S., Jarvholm, B., Frentzel-Beyme, R., Kauppinen, T., Stücker, I., 2003. Cancer mortality among European asphalt workers: an international epidemiological study. I. Results of the analysis based on job titles. Am J Ind Med 43 (1), 18–27. https://doi.org/10.1002/ajim.10181.
   [35] Chong, D., Wang, Y., Guo, H., Lu, Y., 2014. Volatile organic compounds generated
- [35] Chong, D., Wang, Y., Guo, H., Lu, Y., 2014. Volatile organic compounds generated in asphalt pavement construction and their health effects on workers. J Constr Eng Manag 140 (2), 04013051. https://doi.org/10.1061/(ASCE)CO.1943-7862.0000801.
- [36] Li, N., Jiang, Q., Wang, F., Cui, P., Xie, J., Li, J., Wu, S., Barbieri, D.M., 2021. Comparative assessment of asphalt volatile organic compounds emission from field to laboratory. J Clean Prod 278, 123479. https://doi.org/10.1016/j. iclepro.2020.123479.
- [37] Wang, M., Wang, C., Huang, S., Yuan, H., 2021. Study on asphalt volatile organic compounds emission reduction: A state-of-the-art review. J Clean Prod 318, 128596. https://doi.org/10.1016/j.iclenv.2021.128596
- 128596. https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2021.128596.

  [38] Xiu, M., Wang, X., Morawska, L., Pass, D., Beecroft, A., Mueller, J.F., Thai, P., 2020. Emissions of particulate matters, volatile organic compounds and polycyclic aromatic hydrocarbons from warm and hot asphalt mixes. J Clean Prod 275. 123094. https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.123094.
- [39] Kanellopoulos, P.G., Verouti, E., Chrysochou, E., Koukoulakis, K., Bakeas, E., 2021. Primary and secondary organic aerosol in an urban/industrial site: Sources,

- health implications and the role of plastic enriched waste burning. J Environ Sci 99, 222-238, https://doi.org/10.1016/j.jes.2020.06.012.
- 99, 222–238. https://doi.org/10.1016/j.jes.2020.06.012.
  [40] Ervens, B., Turpin, B., Weber, R., 2011. Secondary organic aerosol formation in cloud droplets and aqueous particles (aqSOA): a review of laboratory, field and model studies. Atmos Chem Phys 11 (21), 11069–11102. https://doi.org/10.5194/acp-11-11069-2011.
- [41] Keiluweit, M., Nico, P.S., Johnson, M.G., Kleber, M., 2010. Dynamic molecular structure of plant biomass-derived black carbon (biochar). Environ Sci Technol 44 (4), 1247–1253. https://doi.org/10.1021/es9031419.
- [42] Khare, P., Machesky, J., Soto, R., He, M., Presto, A.A., Gentner, D.R., 2020. Asphalt-related emissions are a major missing nontraditional source of secondary organic aerosol precursors. Sci Adv 6 (36), eabb9785. https://doi.org/10.1126/ sciadv.abb9785.
- [43] Research and Markets, Global Asphalt Market, Asphalt Global Strategic Business Report, 2024: https://www.researchandmarkets.com/report/asphalt (Accessed in 8/21/2024).
- [44] Madeira, N.C., Lacerda Jr, V., Romao, W., 2022. Characterization of asphalt aging by Analytical techniques: A Review on progress and perspectives. Energy Fuels 36 (11), 5531–5549. https://doi.org/10.1021/acs.energyfuels.2c00446.
- [45] Espinoza, J., Medina, C., Calabi-Floody, A., Sanchez-Alonso, E., Valdes, G., Quiroz, A., 2020. Evaluation of reductions in fume emissions (VOCs and SVOCs) from warm mix asphalt incorporating natural zeolite and reclaimed asphalt pavement for sustainable pavements. Sustainability 12 (22), 9546. https://doi. org/10.3390/su12229546.
- [46] Zhang, H.H., Cui, P.Q., Qiu, L.J.Z., Wu, S.P., 2014. Influence of VOC emission on asphalt components. Key Eng Mater 599, 178–181. https://doi.org/10.4028/ www.cejastific.put/VFM 509.178.
- [47] Shu, B., Wu, S., Li, C., Long, Y., Liu, Q., 2019. Inhibition effect and mechanism of mesoporous silica hollow nanospheres on asphalt VOCs. Emerg Mater Res 8 (2), 283–289. https://doi.org/10.1680/jemmr.18.00102.
- [48] Xiao, Y., Chang, X.W., Dong, Q.K., You, Z., 2020. Fingerprint components and quantitative analysis of volatile organic compounds of asphalt materials. Zhongguo Gonglu Xuebao/China J Highw Transp 33 (10), 276–287. https://doi. org/10.1972/j.jcnki.1001.7372.2020.10.02
- org/10.19721/j.cnki.1001-7372.2020.10.021.

  [49] Mo, S., Wang, Y., Xiong, F., Ai, C., 2019. Effects of asphalt source and mixing temperature on the generated asphalt fumes. J Hazard Mater 371, 342–351. https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2019.03.025.
- [50] Lin, S., Hung, W., Leng, Z., 2016. Air pollutant emissions and acoustic performance of hot mix asphalts. Constr Build Mater 129, 1–10. https://doi.org/ 10.1016/j.conbuildmat.2016.11.013.
- [51] Li, L., Zhou, T., Cao, L., Zhou, J., Liu, Z., Dong, Z., 2024. Characterization of Emissions from Rubber Modified Asphalt and Their Impact on Environmental Burden: Insights into Composition Variability and Hazard Assessment. J Hazard Mater, 135336. https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2024.135336.
- [52] Hung, A., Fini, E.H., 2020. Surface morphology and chemical mapping of UV-aged thin films of bitumen. ACS Sustain Chem Eng 8 (31), 11764–11771. https://doi.org/10.1021/acssuschemen.0c03877.
- [53] Hung, A.M., Kazembeyki, M., Hoover, C.G., Fini, E.H., 2019. Evolution of morphological and nanomechanical properties of bitumen thin films as a result of compositional changes due to ultraviolet radiation. ACS Sustain Chem Eng 7 (21), 18005–18014. https://doi.org/10.1021/acssuschemeng.9b04846.
- [54] US/EPA, Hot mix asphalt plants emission assessment report. (Report No. EPA 454/R-00-019). Research Triangle Park, North Carolina: U.S. Environmental Protection Agency, Office of Air and Radiation, Office of Air Quality Planning and Standards 2000.
- [55] McClean, M., Rinehart, R., Ngo, L., Eisen, E., Kelsey, K., Herrick, R., 2004. Inhalation and dermal exposure among asphalt paving workers. Ann Occup Hyg 48 (8) 662 673 https://doi.org/10.1092/jonehuv/mpb/023
- 48 (8), 663–671. https://doi.org/10.1093/annhyg/meh062.
  [56] Wang, S., Romanak, K.A., Stubbings, W.A., Arrandale, V.H., Hendryx, M., Diamond, M.L., Salamova, A., Venier, M., 2019. Silicone wristbands integrate dermal and inhalation exposures to semi-volatile organic compounds (SVOCs). Environ Int 132, 105104. https://doi.org/10.1016/j.envint.2019.105104.
- [57] Pow, A., Fredrickson, M., Meyer, K., Mendenhall, E., Windish, R., Boardman, M., Cunningham, R., Fox, J., McBride, D., Morris Manahan, L., O'Garro, L., Reeves, P., 2020. Asphalt production policy health impact assessment: A project of Tacoma-Pierce County Health Department and the city of Sumner. Wash State Dep Health. https://connects.sumnerwa.gov/4110/widgets/12668/documents /7703
- [58] US/DHHS, Health Effects of Occupational Exposure to Asphalt: Hazard Review (Publication No. 2001–110). US Department of Health, Education, and Welfare, Public Health Service. 2000, https://stacks.cdc.gov/view/cdc/11266.
- [59] Rosario, W., Singh, P.K., Tiwari, A., Jain, U., Avasthi, D.K., Chauhan, N., 2024. Nanomaterial-based VOC sensing applications and a deep dive into their developmental trends. J Mater Chem A 12 (17), 9979–10011. https://doi.org/ 10.1039/D3TA07171E.
- [60] Johar, A.K., Sharma, G.K., Bhatt, J.K., Kumar, A., Singh, P., Varma, T., Periasamy, C., Agarwal, A., Boolchandani, D., 2024. VOCs sensors based on bulk acoustic resonators: a comprehensive review. Microsyst Technol 1–23.
- [61] Meng, F., Yuan, Z., Meng, D., 2023. Chemical sensors for volatile organic compound detection. MDPI Vol. 11, 553.
- [62] Schütze, A., Baur, T., Leidinger, M., Reimringer, W., Jung, R., Conrad, T., Sauerwald, T., 2017. Highly sensitive and selective VOC sensor systems based on semiconductor gas sensors: how to? Environments 4 (1), 1–13. https://doi.org/ 10.000/cmrivings.
- [63] Chatzidiakou, L., Krause, A., Popoola, O.A., Di Antonio, A., Kellaway, M., Han, Y., Squires, F.A., Wang, T., Zhang, H., Wang, Q., 2019. Characterising low-cost

M. Mousavi et al.

Journal of Hazardous Materials 4 8 (2024) 1 3 6 0 4 8

- sensors in highly portable platforms to quantify personal exposure in diverse environments. Atmos Meas Tech 12 (8), 4643-4657. http nt-12-4643-2019.
- [64] Kumar, P., Hama, S., Nogueira, T., Abbass, R.A., Brand, V.S., de Fatima Andrade, M., Asfaw, A., Aziz, K.H., Cao, S.-J., El-Gendy, A., 2021. In-car particulate matter exposure across ten global cities. Sci Total Environ 750, 141395. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.141395.
- [65] Oliveira, A.M., Morais, A.S., Lima, G.V., Souza, R.M.J.A., Oliveira-Lopes, L.C., 2023. Detection of Volatile Organic Compounds (VOCs) in Indoor Environ Using Nano Quadcopter. Drones 7 (11), 660. https://doi.org/10.3390/
- [66] Pusfitasari, E.D., Ruiz-Jimenez, J., Tiusanen, A., Suuronen, M., Haataja, J., Kangasluoma, J., Luoma, K., Petaja, T., Jussila, M., Hartonen, K., 2023. Vertical profiles of volatile organic compounds and fine particles in atmospheric air by using aerial drone with miniaturized samplers and portable devices. Atmos Chem Phys Discuss 2023, 1–33. https://doi.org/10.5194/acp-23-5885-2023. Phys Discuss 2023, 1–33. https://doi.org/10.5194/acp-23-5885-2023.

  [67] Lin, X., Luo, J., Liao, M., Su, Y., Lv, M., Li, Q., Xiao, S., Xiang, J., 2022. Wearable
- sensor-based monitoring of environmental exposures and the associated health effects: a review. Biosensors 12 (12), 1131. https://doi.org/10.3390/
- [68] Soltanpour, Z., Mohammadian, Y., Fakhri, Y., 2021. The concentration of benzene, toluene, ethylbenzene, and xylene in ambient air of the gas stations in Iran: A systematic review and probabilistic health risk assessment. Toxicol Ind
- Health 37 (3), 134–141. https://doi.org/10.1177/0748233720981218.
  [69] NCBI, PubChem compound summary for CID 31373: Tetrachloroethylene: 13 toxicity. PubChem 2024, https://pubchem.ncbi.nlm.nih.gov/co
- [70] NCBI, PubChem compound summary for CID 7501: Styrene: 13 toxicity. PubChem em.ncbi.nlm.n
- [71] NCBI, PubChem compound summary for CID 1140: Toluene: 13 toxicity. PubChem 2024, https://pubchem.ncbi.nlm.nih.gov/o
- [72] NCBI, PubChem compound summary for CID 712: Formaldehyde: 13 toxicity. PubChem 2024, https://pubchem.ncbi.nlm.nih.gov/compound/712#section
- [73] NCBI, PubChem compound summary for CID 6575: Trichloroethylene: 13 toxicity. PubChem 2024, https://pubchem.ncbi.nlm.nih.gov/
- [74] Franck, U., Weller, A., Roder, S.W., Herberth, G., Junge, K.M., Kohajda, T., von Bergen, M., Rolle-Kampczyk, U., Diez, U., Borte, M., 2014. Prenatal VOC exposure and redecoration are related to wheezing in early infancy. Environ Int 73, 393-401, https://doi.org/10.1016/j.envint.2014.0
- Dallongeville, A., Costet, N., Zmirou-Navier, D., Le Bot, B., Chevrier, C., Deguen, S., Annesi-Maesano, I., Blanchard, O., 2016. Volatile and semi-volatile organic compounds of respiratory health relevance in French dwellings. Indoor Air 26 (3), 426-438. https://doi.org/10.1111/ina.1222
- [76] Billionnet, C., Gay, E., Kirchner, S., Leynaert, B., Annesi-Maesano, I., 2011. Quantitative assessments of indoor air pollution and respiratory health in a population-based sample of French dwellings. Environ Res 111 (3), 425-434. tps://doi.org/10.1016/j.envre
- [77] Kocal, J.A., Vora, B.V., Imai, T., 2001. Production of linear alkylbenzenes. Appl Catal A: Gen 221 (1-2), 295–301. https://doi.org/10.1016/S0926-860X(01)
- [78] Dolganova, I., Dolganov, I., Ivanchina, E., Ivashkina, E., 2018. Alkylaromatics in detergents manufacture: modeling and optimizing linear alkylbenzene sulfonation. J Surfactants Deterg 21 (1), 175-184. https://doi.org/10.1002/
- [79] Greenberg, M.M., 1997. The central nervous system and exposure to toluene: a risk characterization. Environ Res 72 (1), 1–7. https://doi.org/10.1006/
- ToxMSDT, Toxicology MSDT. 6. principles of toxicology 3.2: Factors affecting toxicity. Chemistry LibreTexts. Toxicology MSDT 2021, https://chem.libretexts.org/Bookshelves/Environmental\_Chemistry/Toxicology\_MSDT/6%3A\_Principles\_of\_Toxicology/Section\_3%3A\_Toxic\_Effects/3.2%3A\_Factors\_Affecting\_Toxicity
- (Accessed: June 2024).
  Davidson, C.J., Hannigan, J.H., Bowen, S.E., 2021. Effects of inhaled combined Benzene, Toluene, Ethylbenzene, and Xylenes (BTEX): Toward an environmental exposure model. Environ Toxicol Pharmacol 81, 103518. https://doi.org/ 10.1016/j.etap.2020.103518.
- van Thriel, C., Boyes, W.K., 2022. Neurotoxicity of organic solvents: An update on mechanisms and effects. In: In *Advances in Neurotoxicology*, Vol. 7. Elsevier, n 133-201
- [83] Lima, A.R., 2022. Toluene: correlation between occupational exposure limits and biological exposure indices. Rev Bras De Med do Trab 20 (4), 633–641. httpdoi.org/10.47626/1679-4435-2022-715.
- [84] Yamanouchi, N., Okada, S.-I., Kodama, K., Sato, T., 1998. Central nervous system impairment caused by chronic solvent abuse-a review of Japanese studies on the clinical and neuroimaging aspects. Addict Biol 3 (1), 15-27. https://doi.org. 10.1080/13556219872317.
  [85] NTP, Report on Carcinogens, Fifteenth Edition. Research Triangle Park, NC: U.S.
- Department of Health and Human Services, Public Health. National Toxicology Program: 2021; p.
- [86] Serdaroglu, G., Soyutek, E., Koçarslan, Ş., Uludag, C., 2023. Pyrimidine and cumene derivatives functionalized by hydroxy and methoxy: Computational insights in drug-likeness, ADM, and toxicity studies. Results Chem 6, 101106.

- [87] Abdolmaleki, G.; Bayrami, Z., Cumene. Encyclopedia of Toxicology (Fourth Edition) 2024, 3, 337–343, DOI: 10.1016/B978-0-12-824315-2.00295-5.
  Nielsen, G.D., Hansen, L.F., Alarie, Y., 1992. Irritation of the upper airways
- Mechanisms and structure-activity relationships. In Chemical, microbiological, health and comfort aspects of indoor air quality—State of the art in SBS. Springer, p. 99-114.
- [89] Kristiansen, U., Hansen, L., Nielsen, G.D., Holst, E., 1986. Sensory irritation and pulmonary irritation of cumene and n-propanol: mechanisms of receptor activation and desensitization. Acta Pharmacol Et Toxicol 59 (1), 60–72. https:// org/10.1111/j.1600-0773.1986.tb00135.x.
- [90] NTP, Report on Carcinogens Monograph on Cumene: RoC Monograph 02 [Internet]. Research Triangle Park (NC): National Toxicology Program; 2013 Sep. 2, Disposition and Toxicokinetics. National Toxicology Program: 2013.
  [91] Knecht, U., 2021. Isopropyl benzene (cumene)—Evaluation of a BAT value-
- Assessment Values in Biological Material Translation of the German version from 2001. MAK Collect Occup Health Saf 1–9. https://doi.org/10.34865
- [92] Thompson, D.C., Perera, K., London, R., 1995. Quinone methide formation from para isomers of methylphenol (cresol), ethylphenol, and isopropylphenol: relationship to toxicity. Chem Res Toxicol 8 (1), 55-60. https://
- [93] Oberlin, A., 2021. High-resolution TEM studies of carbonization and
- graphitization. Chemistry & Physics of Carbon. CRC Press., pp. 1–143.

  [94] Groenzin, H., Mullins, O.C., 1999. Asphaltene molecular size and structure.

  J Phys Chem A 103 (50), 11237–11245. https://doi.org/10.1021/jp992609w
- [95] Sharma, A., Mullins, O.C., 2007. Insights into molecular and aggregate structures of asphaltenes using HRTEM. Asph, Heavy oils, Pet, Springe 205–229.
   [96] Indo, K., Ratulowski, J., Dindoruk, B., Gao, J., Zuo, J., Mullins, O.C., 2009.
- Asphaltene nanoaggregates measured in a live crude oil by centrifugation. Energy Fuels 23 (9), 4460–4469. https://doi.org/10.1021/ef900369r.
- [97] Mousavi, M., Hosseinnezhad, S., Hung, A.M., Fini, E.H., 2019. Preferential adsorption of nickel porphyrin to resin to increase asphaltene precipitation. Fuel 236, 468-479, https /doi.org/10.1016/i.fuel.2018.09.034.
- [98] Moschopedis, S.E., Speight, J.G., 1976. Investigation of hydrogen bonding by oxygen functions in Athabasca bitumen, Fuel 55 (3), 187-192, https://doi.
- 10.1016/0016-2361(76)90086-7.

  [99] Rogel, E., 2000. Simulation of interactions in asphaltene aggregates. Energy Fuels 14 (3), 566-574. https://doi.org/10.1021/ef9
- [100] Mousavi, M., Abdollahi, T., Pahlavan, F., Fini, E.H., 2016. The influence of asphaltene-resin molecular interactions on the colloidal stability of crude oil. Fuel 183, 262–271. https://doi.org/10.1016/j.fuel.2016.06.100.
- [101] Pahlavan, F., Mousavi, M., Hung, A.M., Fini, E.H., 2018. Characterization of oxidized asphaltenes and the restorative effect of a bio-modifier. Fuel 212, 593-604. https://doi.org/10.1016/j.fuel.2017.10.090.
- [102] Bowe, B., Xie, Y., Yan, Y., Al-Aly, Z., 2019. Burden of cause-specific mortality associated with PM2. 5 air pollution in the United States. JAMA Netw Open 2
- (11), e1915834. https://doi.org/10.1001/jamanetworkopen.2019.15834. Wei, Y., Wang, Y., Di, Q., Choirat, C., Wang, Y., Koutrakis, P., Zanobetti, A., Dominici, F., Schwartz, J.D., 2019. Short term exposure to fine particulate matter and hospital admission risks and costs in the Medicare population: time stratified,
- case crossover study. bmj 367, 1–13. https://doi.org/10.1136/bmj.l6258. [104] Sahoo, B.M., Ravi Kumar, B.V., Banik, B.K., Borah, P., 2020. Polyaromatic hydrocarbons (PAHs): structures, synthesis and their biological profile. Curr Org Synth 17 (8), 625–640. https://doi.org/10.2174/ 1570179417666200713182441.
- [105] WHO, Selected Non-Heterocyclic Polycyclic Aromatic Hydrocarbons-Environmental Health Criteria 202. World Health Organization: Geneva, 1998; Vol. 202.
- [106] Yu, H., 2002. Environmental carcinogenic polycyclic aromatic hydrocarbons: photochemistry and phototoxicity. *Journal of Environmental Science and Health*. Part C 20 (2), 149-183.
- [107] Yan, J., Wang, L., Fu, P.P., Yu, H., 2004. Photomutagenicity of 16 polycyclic aromatic hydrocarbons from the US EPA priority pollutant list. Mutat Res/Genet Toxicol Environ Mutagen 557 (1), 99-108. https://doi.org/10.1016/j.
- [108] Patel, A.B., Shaikh, S., Jain, K.R., Desai, C., Madamwar, D., 2020. Polycyclic aromatic hydrocarbons: sources, toxicity, and remediation approaches. Front Microbiol 11, 562813, https://doi.org/10.3389/fmicb.2020.562813
- [109] IARC, IARC Working Group on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans. Some Non-heterocyclic Polycyclic Aromatic Hydrocarbons and Some Related Exposures. Lyon (FR): International Agency for Research on Cancer; 2010. (IARC Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans, No. 92.) Available from: https://www.ncbi.nlm.nih.gov/books/NBK321712 /. 2010.
  [110] Kowalczyk, K., Roszak, J., Sobanska, Z., Stępnik, M., 2023. Review of mechanisms
- of genotoxic action of dibenzo [def, p] chrysene (formerly dibenzo [a, l] pyrene). Toxin Rev 42 (1), 460–477. https://doi.org/10.1080/15569543.2022.2124419.
- [111] Anyahara, J.N., 2021. Effects of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs) on the environment: A systematic review. Int J Adv Acad Res 7 (3), 12-26. https:// org/10 46654/ii 24889849
- [112] Ravanbakhsh, M., Yousefi, H., Lak, E., Ansari, M.J., Suksatan, W., Qasim, Q.A., Asban, P., Kianizadeh, M., Mohammadi, M.J., 2023. Effect of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) on respiratory diseases and the risk factors related to cancer. Polycycl Aromat Compd 43 (9), 8371–8387. https://doi.org/10.1080/2016.03886.0388.
- [113] Rengarajan, T., Rajendran, P., Nandakumar, N., Lokeshkumar, B., Rajendran, P., Nishigaki, I., 2015. Exposure to polycyclic aromatic hydrocarbons with special

M. Mousavi et al.

Journal of Hazardous Materials 4 8 (2024) 1 3 6 0 4 8

- focus on cancer. Asian Pac J Trop Biomed 5 (3), 182-189. https://doi.org/ 10.1016/S2221-1691(15)30003-4. [114] Abdel-Shafy, H.I., Mansour, M.S., 2016. A review on polycyclic aromatic
- hydrocarbons: source, environmental impact, effect on human health and remediation. Egypt J Pet 25 (1), 107–123. https://doi.org/10.1016/j.
- [115] Smith, T.L., Merry, S.T., Harris, D.L., Ford, J.J., Ike, J., Archibong, A.E., Ramesh, A., 2007. Species-specific testicular and hepatic microsomal metabolism of benzo (a) pyrene, an ubiquitous toxicant and endocrine disruptor. Toxicol Vitr 21 (4), 753-758, https://doi.org/10.1016/j.tiv.2007.01.00
- [116] Bolden, A.L., Rochester, J.R., Schultz, K., Kwiatkowski, C.F., 2017. Polycyclic aromatic hydrocarbons and female reproductive health: a scoping review. Reprod
- Toxicol 73, 61–74. https://doi.org/10.1016/j.reprotox.2017.07.012.

  [117] Perera, F.P., Chang, H.-w, Tang, D., Roen, E.L., Herbstman, J., Margolis, A., Huang, T.-J., Miller, R.L., Wang, S., Rauh, V., 2014. Early-life exposure to polycyclic aromatic hydrocarbons and ADHD behavior problems. PloS One 9 (11), e111670. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0111670.
- [118] Burchiel, S.W., Luster, M.I., 2001. Signaling by environmental polycyclic aromatic hydrocarbons in human lymphocytes. Clin Immunol 98 (1), 2–10. https://doi.org/10.1006/clim.2000.4934.
  [119] Gao, J., Burchiel, S.W., 2014. Genotoxic mechanisms of PAH-induced
- immunotoxicity. Mol Immunotoxicol 245-262. https://doi.org/10.1002/
- [120] Ye, Q., Xi, X., Fan, D., Cao, X., Wang, Q., Wang, X., Zhang, M., Wang, B., Tao, Q., Xiao, C., 2022. Polycyclic aromatic hydrocarbons in bone homeostasis. Biomed
- Pharmacother 146, 112547. https://doi.org/10.1016/j.biopha.2021.112547. Hrudkova, M., Fiala, Z., Borska, L., Novosad, J., Smolej, L., 2004. The effect of polycyclic aromatic hydrocarbons to bone marrow. Acta Med (Hrad–Kral) Suppl
- [122] NCBI, PubChem compound summary for CID 12986:2-methyl-1-pentene: 8 safety and hazards. PubChem 2024, https://pubchem.ncbi.nlm.nih. d/12986#section Safety-and-Hazards .
- [123] NCBI, PubChem compound summary for CID 11611:2-heptene: 7 safety and hazards. PubChem 2024, https://pubchem.ncbi.nlm.nih.gov/compoun /11611#section Safety-and-Hazards
- d/11611#section Safety-and-Hazards .

  [124] NCBI, PubChem compound summary for CID 638228: Trans-3-octene: 7 safety and hazards. PubChem 2024, https://pubchem.ncbi.nlm.nih.gov/compound/638228#section Safety-and-Hazards .

  [125] NCBI, PubChem compound summary for CID 11572: 4-methylcyclohexene: 8
- safety and hazards. PubChem 2024, https://pubchem.ncbi.nlm
- [126] Riediker, M., Williams, R., Devlin, R., Griggs, T., Bromberg, P., 2003. Exposure to particulate matter, volatile organic compounds, and other air pollutants inside patrol cars. Environ Sci Technol 37 (10), 2084–2093. https://doi.org/10.1021/
- [127] Zhang, R., Wang, G., Guo, S., Zamora, M.L., Ying, O., Lin, Y., Wang, W., Hu, M. Wang, Y., 2015. Formation of urban fine particulate matter. Chem Rev 115 (10), 3803–3855. https://doi.org/10.1021/acs.chemrev.5b00067.
- [128] Rice, M.B., Thurston, G.D., Balmes, J.R., Pinkerton, K.E., Climate change, 2014.
  A global threat to cardiopulmonary health. Am J Respir Crit care Med 189 (5), 512-519, https://doi.org/10.1164/rccm.201310-1924PP.
- [129] Deng, Y., Li, J., Li, Y., Wu, R., Xie, S., 2019. Characteristics of volatile organic compounds, NO2, and effects on ozone formation at a site with high ozone level in Chengdu. J Environ Sci 75, 334-345. https://doi.org/10.1016/j
- Jes. 2018.05.00+.
  Marris, C., Kompella, S.N., Miller, M., Incardona, J.P., Brette, F., Hancox, J.C., Sørhus, E., Shiels, H.A., 2020. Polyaromatic hydrocarbons in pollution: a heartbreaking matter. J Physiol 598 (2), 227–247. https://doi.org/10.1113/JP278885.
  McConnell, R., Berhane, K., Gilliland, F., London, S.J., Islam, T., Gauderman, W. J., Avol, E., Margolis, H.G., Peters, J.M., 2002. Asthma in exercising children 10.1016/S0140-6736(02)0
- [132] Trevor, J., Antony, V., Jindal, S.K., 2014. The effect of biomass fuel exposure on the prevalence of asthma in adults in India–review of current evidence. J Asthma
- 51 (2), 136–141. https://doi.org/10.3109/02770903.2013.849269. [133] Lelieveld, J., Evans, J.S., Fnais, M., Giannadaki, D., Pozzer, A., 2015. The contribution of outdoor air pollution sources to premature mortality on a global scale. Nature 525 (7569), 367–371. https://doi.org/10.1038/nature15371.
- [134] Martino, D., Prescott, S., 2011. Epigenetics and prenatal influences on asthma and allergic airways disease. Chest 139 (3), 640-647. https://doi.org/10.1378
- [135] Pinkerton, K.E., Joad, J.P., 2006. Influence of air pollution on respiratory health during perinatal development. Clin Exp Pharmacol Physiol 33 (3), 269–272. /i.1440-1681.2006.04357.3
- [136] Gao, Y., Chan, E.Y., Li, L.P., He, Q.Q., Wong, T.W., 2013. Chronic effects of
- (ad) T., Chan, E.T., E., E.F., Re, Q.V., Wong, T.W., 2013. Chroline effects of ambient air pollution on lung function among Chinese children. Arch Dis Child 98 (2), 128–135. https://doi.org/10.1136/archdischild-2011-301541.
   [137] Gao, Y., Chan, E.Y., Li, L., Lau, P.W., Wong, T.W., 2014. Chronic effects of ambient air pollution on respiratory morbidities among Chinese children: a cross-sectional study in Hong Kong. BMC Public Health 14, 1–11. https://doi.org/
- [138] Jacquemin, B., Siroux, V., Sanchez, M., Carsin, A.-E., Schikowski, T., Adam, M., Bellisario, V., Buschka, A., Bono, R., Brunekreef, B., 2015. Ambient air pollution and adult asthma incidence in six European cohorts (ESCAPE. Environ Health Perspect 123 (6), 613-621. https://doi.org/10.1289

- [139] Tsai, S.-S., Chang, C.-C., Yang, C.-Y., 2013. Fine particulate air pollution and hospital admissions for chronic obstructive pulmonary disease: a case-crossover study in Taipei. Int J Environ Res Public Health 10 (11), 6015–6026. https://doi. /iierph10116015.
- [140] Schikowski, T., Adam, M., Marcon, A., Cai, Y., Vierkotter, A., Carsin, A.E., Jacquemin, B., Al Kanani, Z., Beelen, R., Birk, M., 2014. Association of ambient air pollution with the prevalence and incidence of COPD. Eur Respir J 44 (3), 614-626, https://doi.org/10.1183/09031936.001
- [141] Gao, X., Jiang, M., Huang, N., Guo, X., Huang, T., 2023. Long-term air pollution, genetic susceptibility, and the risk of depression and anxiety: a prospective study in the UK Biobank cohort. Environ Health Perspect 131 (1), 017002. https://doi org/10.1289/EHP10391.
- [142] Christiani, D.C., 2021. Ambient air pollution and lung cancer: nature and nurture. American Thoracic. Society Vol. 204, 752–753.
- [143] IARC, Outdoor air pollution. IARC Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans No. 109. Lyon (FR): International Agency for Research on https://www.ncbi.nlm.nih.gov/books/NBK368024/. 2016.
- [144] IARC, IARC Working Group on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans Chromium, Nickel and Welding. Lyon (FR): International Agency for Research on Cancer; 1990. (IARC Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans, No. 49.) Available from: https://www.ncbi.nlm.nih.gov/books/NB
- K519250 /. 1990. [145] IARC, IARC Working Group on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans. Arsenic, Metals, Fibres and Dusts. Lyon (FR): International Agency for Research on Cancer; 2012. (IARC Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans, No. 100 C.) Available from: https://www.ncbi.nlm.nih.gov/books/ NBK304375/ . 2012. [146] IARC, IARC Working Group on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans.
- Bitumens and Bitumen Emissions, and Some N- and S-Heterocyclic Polycyclic Aromatic Hydrocarbons. Lyon (FR): World Health Organization; 2013. Available
- from: https://www.ncbi.nlm.nih.gov/books/NBK294234 /. 2013.
  [147] Huang, Y., Zhu, M., Ji, M., Fan, J., Xie, J., Wei, X., Jiang, X., Xu, J., Chen, L., Yin, R., 2021. Air pollution, genetic factors, and the risk of lung cancer: a prospective study in the UK Biobank. Am J Respir Crit care Med 204 (7), 817-825, https://doi.org/10.1164/rcc
- [148] Zhu, M., Huang, Y., Ma, H., Shen, H., Reply to Ward, et al., 2022. air pollution as a risk factor for lung cancer: potential mechanisms. Am J Respir Crit care Med 205 (3), 367–368. https://doi.org/10.1164/rccm.202109-2203LE. [149] Bui, D.S., Liu, J., Dharmage, S.C., Perret, J.L., 2022. Contribution of chronic
- obstructive pulmonary disease as a mediator for the association between air pollution and lung cancer. Am J Respir Crit Care Med 205 (12), 1486-1487.
- [150] Zhu, M., Huang, Y., Ma, H., Shen, H., Reply to Bui, et al., 2022. Contribution of Chronic Obstructive Pulmonary Disease as a Mediator for the Association Between Air Pollution and Lung Cancer. Am J Respir Crit Care Med 205 (12), 1487-1489. https://doi.org/10.1164/rccm.202202-0283LE
- [151] Anderson, D.S., Patchin, E.S., Silva, R.M., Uyeminami, D.L., Sharmah, A., Guo, T., Das, G.K., Brown, J.M., Shannahan, J., Gordon, T., 2015. Influence of particle size on persistence and clearance of aerosolized silver nanoparticles in the rat lung. Toxicol Sci 144 (2), 366–381. https://doi.org/10.1093/toxsci/kfv005.
- [152] Yu, X.-J., Yang, M.-J., Zhou, B., Wang, G.-Z., Huang, Y.-C., Wu, L.-C., Cheng, X., Wen, Z.-S., Huang, J.-Y., Zhang, Y.-D., 2015. Characterization of somatic mutations in air pollution-related lung cancer. EBioMedicine 2 (6), 583–590. g/10.1016/j.ebiom.2015.04.003
- [153] Hamra, G.B., Guha, N., Cohen, A., Laden, F., Raaschou-Nielsen, O., Samet, J.M., Vineis, P., Forastiere, F., Saldiva, P., Yorifuji, T., 2014. Outdoor particulate matter exposure and lung cancer: a systematic review and meta-analysis. Environ Health Perspect 906-911, http i.org/10.1289/
- [154] Koh, D.-H., Kong, H.-J., Oh, C.-M., Jung, K.-W., Park, D., Won, Y.-J., 2015. Lung cancer risk in professional drivers in Korea: A population-based proportionate cancer incidence ratio study. J Occup Health 57 (4), 324–330. https://doi.org
- [155] Tsoi, C.T., Tse, L.A., 2012. Professional drivers and lung cancer: a systematic review and meta-analysis. Occup Environ Med 69 (11), 831–836. https://doi.o ned-2012-10066
- [156] Do, D.H., Van Langenhove, H., Chigbo, S.I., Amare, A.N., Demeestere, K., Walgraeve, C., 2014. Exposure to volatile organic compounds: Comparison among different transportation modes. Atmos Environ 94, 53–62. https://d g/10.1016/j.atmosenv.2014.05.019.
- [157] NCBI, PubChem compound summary for CID 7500: Ethylbenzene: 13 toxicity. PubChem 2024, https://pubchem.ncbi.nl
- [158] NCBI, PubChem compound summary for benzene: 13 toxicity. PubChem 2024, n.ncbi.nlm.nih.gov
- [159] Ghosal, D., Ghosh, S., Dutta, T.K., Ahn, Y., 2016. Current state of knowledge in microbial degradation of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs): a review.
  Front Microbiol 7, 1369. https://doi.org/10.3389/fmicb.2016.01369.
  [160] Alvarez, P., Vogel, T.M., 1991. Substrate interactions of benzene, toluene, and
- para-xylene during microbial degradation by pure cultures and mixed culture aquifer slurries. Appl Environ Microbiol 57 (10), 2981–2985. https://doi.org/
- [161] Bauer, J.E., Capone, D., 1988. Effects of co-occurring aromatic hydrocarbons on degradation of individual polycyclic aromatic hydrocarbons in marine sediment slurries. Appl Environ Microbiol 54 (7), 1649–1655. https://doi.org/10.1128/

M. Mousavi et al.

Journal of Hazardous Materials 4 8 (2024) 1 3 6 0 4 8

- [162] Chang, M.K., Voice, T.C., Criddle, C.S., 1993. Kinetics of competitive inhibition and cometabolism in the biodegradation of benzene, toluene, and p-xylene by two Pseudomonas isolates. Biotechnol Bioeng 41 (11), 1057–1065. https://doi.org/ 10.1002/bit/960411108
- [163] Li, W., Schnatter, A.R., 2018. Benzene risk assessment: does new evidence on myelodysplastic syndrome justify a new approach? Crit Rev Toxicol 48 (6), 417–432. https://doi.org/10.1080/10408444.2018.1437389.
- [164] Collins, J.J., Delzell, E., 2018. A systematic review of epidemiologic studies of styrene and cancer. Crit Rev Toxicol 48 (6), 443–470. https://doi.org/10.1080/ 10408444 2018 1445700
- [165] Gelbke, H.-P., Banton, M., Block, C., Dawkins, G., Leibold, E., Pemberton, M., Sakoda, A., Yasukawa, A., 2018. Oligomers of styrene are not endocrine disruptors. Crit Rev Toxicol 48 (6), 471–499. https://doi.org/10.1080/ 10408444.2018.1447547.
- [166] Braakhuis, H.M., Slob, W., Olthof, E.D., Wolterink, G., Zwart, E.P., Gremmer, E. R., Rorije, E., van Benthem, J., Woutersen, R., van der Laan, J.W., 2018. Is current risk assessment of non-genotoxic carcinogens protective? Crit Rev Toxicol 48 (6), 500–511. https://doi.org/10.1080/10408444.2018.1458818.
- [167] Cox Jr, L.A., Ketelslegers, H.B., Lewis, R.J., 2021. The shape of low-concentration dose-response functions for benzene: implications for human health risk assessment. Crit Rev Toxicol 51 (2), 95–116. https://doi.org/10.1080/ 10.408444 2020 1860003
- [168] Ross, D., 1996. Metabolic basis of benzene toxicity. Eur J Haematol 57 (S60),
- 111–118. https://doi.org/10.1111/j.1600-0609.1996.tb01656.x.
  [169] Hristeva-Mirtcheva, V., 1998. Changes in the peripheral blood of workers with occupational exposure to aromatic hydrocarbons. Int Arch Occup Environ Health 71, S81\_S83.
- [170] Yokley, K., Tran, H.T., Pekari, K., Rappaport, S., Riihimaki, V., Rothman, N., Waidyanatha, S., Schlosser, P.M., 2006. Physiologically-based pharmacokinetic modeling of benzene in humans: a Bayesian approach. Risk Anal 26 (4), 925–943. https://doi.org/10.1111/j.1539-6924.2006.00789.x.
- [171] Slenter, D.N., Kutmon, M., Hanspers, K., Riutta, A., Windsor, J., Nunes, N., Melius, J., Cirillo, E., Coort, S.L., Digles, D., 2018. WikiPathways: a multifaceted pathway database bridging metabolomics to other omics research. Nucleic Acids Res 46 (D1). D661–D667. https://doi.org/10.1093/nar/ekx1064.
- [172] Knutsen, J.S., Kerger, B.D., Finley, B., Paustenbach, D.J., 2013. A calibrated human PBPK model for benzene inhalation with urinary bladder and bone marrow compartments. Risk Anal 33 (7), 1237–1251. https://doi.org/10.1111/ j.1539-6924.2012.01927.x.
- [173] Arnold, S.M., Angerer, J., Boogaard, P.J., Hughes, M.F., O'Lone, R.B., Robison, S. H., Robert Schnatter, A., 2013. The use of biomonitoring data in exposure and human health risk assessment: benzene case study. Crit Rev Toxicol 43 (2), 119–153. https://doi.org/10.1109/10.098444.2012.755455
- [174] Matthiessen, P., Wheeler, J.R., Weltje, L., 2018. A review of the evidence for endocrine disrupting effects of current-use chemicals on wildlife populations. Crit Rev Toxicol 48 (3), 195–216. https://doi.org/10.1080/10408444.2017.1397099.
- [175] Snyder, R., Hedli, C.C., 1996. An overview of benzene metabolism. Environ Health Perspect 104 (suppl 6), 1165–1171.
- [176] Smith, M.T., 1996. Overview of benzene-induced aplastic anaemia. Eur J Haematol 57 (860), 107–110. https://doi.org/10.1111/j.1600-0609.1996 tb01655.x.
- [177] Rappaport, S.M., Kim, S., Lan, Q., Li, G., Vermeulen, R., Waidyanatha, S., Zhang, L., Yin, S., Smith, M.T., Rothman, N., 2010. Human benzene metabolism

- following occupational and environmental exposures. Chem-Biol Interact 184 (1-2), 189–195. https://doi.org/10.1016/j.cbi.2009.12.017. [178] Lee, B.-K., 2010. Sources, distribution and toxicity of polyaromatic hydrocarbons
- [178] Lee, B.-K., 2010. Sources, distribution and toxicity of polyaromatic hydrocarbons (PAHs) in particulate matter. In Air pollution. IntechOpen.
   [179] Tong, R., Yang, X., Su, H., Pan, Y., Zhang, Q., Wang, J., Long, M., 2018. Levels,
- [179] Tong, R., Yang, X., Su, H., Pan, Y., Zhang, Q., Wang, J., Long, M., 2018. Levels, sources and probabilistic health risks of polycyclic aromatic hydrocarbons in the agricultural soils from sites neighboring suburban industries in Shanghai. Sci Total Environ 616, 1365–1373. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.10.179.
- [180] Rajpara, R.K., Dudhagara, D.R., Bhatt, J.K., Gosai, H.B., Dave, B.P., 2017. Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) at the Gulf of Kutch, Gujarat, India: Occurrence, source apportionment, and toxicity of PAHs as an emerging issue. Mar Pollut Bull 119 (2), 231–238. https://doi.org/10.1016/j.
- [181] Filardo, S., Di Pietro, M., Protano, C., Antonucci, A., Vitali, M., Sessa, R., 2022. Impact of air pollution on the composition and diversity of human gut microbiota in general and vulnerable populations: a systematic review. Toxics 10 (10), 1–12. https://doi.org/10.3390/toxics10100579.
- [182] Ribiere, C., Peyret, P., Parisot, N., Darcha, C., Dechelotte, P.J., Barnich, N., Peyretaillade, E., Boucher, D., 2016. Oral exposure to environmental pollutant benzo [a] pyrene impacts the intestinal epithelium and induces gut microbial chife in purion proded. Sci. Rep. 6 (1), 11. https://doi.org/10.1003/cgnes/10.2003/cgnes/10.
- beinz [a] pytene impacts the mestanal epimental and induces gat introduced shifts in murine model. Sci Rep 6 (1), 1–11. https://doi.org/10.1038/srep31027.
   [183] Defois, C., Batut, B., Ratel, J., Ribiere, C., Gasc, C., Beugnot, R., Peyretaillade, E., Engel, E., Peyret, P., 2016. Benzo[a]pyrene impacts human gut microbiota function. J Int Soc Micro 1 (1).
- [184] Yu, X., Lv, K., Guan, S., Zhang, X., Sun, L., 2021. Long-term exposure to phenanthrene at environmental-level induces intestinal dysbiosis and disrupted hepatic lipid metabolism in mice. Environ Pollut 268, 115738. https://doi.org/ 10.1016/j.envpol.2020.115738.
- [185] Wu, C.-C., Fang, W.-H., Wang, C.-C., Lai, C.-H., Chen, W.-L., 2021. Association between polycyclic aromatic hydrocarbon exposure and diarrhea in adults. Atmosphere 12 (7), 1–11. https://doi.org/10.3390/atmos12070919.
- [186] Van de Wiele, T., Vanhaecke, L., Boeckaert, C., Peru, K., Headley, J., Verstraete, W., Siciliano, S., 2005. Human colon microbiota transform polycyclic aromatic hydrocarbons to estrogenic metabolites. Environ Health Perspect 113 (1), 6–10. https://doi.org/10.1289/ehp.7259.
  [187] Dalton, K.R., Louis, L.M., Fandino-Del-Rio, M., Rule, A.M., Pool, W., Randolph, K.,
- [187] Dalton, K.R., Louis, L.M., Fandino-Del-Rio, M., Rule, A.M., Pool, W., Randolph, K., Thomas, S., Davis, M.F., Quiros-Alcala, L., 2022. Microbiome alterations from volatile organic compounds (VOC) exposures among workers in salons primarily serving women of color. Environ Res 214, 114125. https://doi.org/10.1016/j. envres.2022.114125.
- [188] Zhang, W., Sun, Z., Zhang, Q., Sun, Z., Su, Y., Song, J., Wang, B., Gao, R., 2021. Preliminary evidence for an influence of exposure to polycyclic aromatic hydrocarbons on the composition of the gut microbiota and neurodevelopment in three-year-old healthy children. BMC Pediatr 21, 1–13. https://doi.org/10.1186/ s12887-021-02539-w.
- [189] Nowogrodzki, J., 2024. What accelerates brain ageing? This AI 'brain clock points to answers. Nature.
- [190] Lagunas-Rangel, F.A., Linnea-Niemi, J.V., Kudłak, B., Williams, M.J., Jonsson, J., Schioth, H.B., 2022. Role of the synergistic interactions of environmental pollutants in the development of cancer. GeoHealth 6 (4). https://doi.org/ 10.1029/2021GH000552.

### Annexe 5 - Les Fraisâts bitumeux























### FEDERATION.FAB: Les Fraisâts bitumineux





29 octobre 2022

#### LES FRAISATS BITUMINEUX

#### RISQUES ET DANGERS POUR LA SANTE HUMAINE

Un peu de pédagogie... Ca ne peut pas faire de mal!

Au vu de l'ensemble des commentaires laissés par nos lecteurs à la suite de nos posts concernant les pollutions engendrées par l'usage du bitume pétrolier dans la fabrication des routes, il semble nécessaire de faire un point général d'information sur l'une des sources de pollution les plus sujettes à caution de notre époque :

Le réemploi des rabotages routiers donnés pour vertueux lors de la réparation ou de la construction des voies de circulation que l'on appelle

En 2020, ce sont 34 Millions de tonnes d'enrobés qui furent traités en France par plus de 700 centrales d'enrobés à chaud, " dont 13,8 Millions de tonnes d'enrobés recyclés par 564 plateformes de recyclages fixes, soit 34 de plus qu'en 2019 "

: https://www.routesdefrance.com/wpcontent/uploads/BE2021data2 020.pdf



Près de la moitié des enrobés de nos voies de circulation proviennent à l'heure actuelle d'asphaltes usés par plusieurs décennies de roulement. Passés par les centrales d'enrobage pour un coup de jeune, c'est reparti pour un matériau qui porte dorénavant le sigle vertueux du recyclage

Cette pratique interdite jusqu'en 2014 selon un évident principe de précaution pour la santé humaine et la protection des atteintes phytosanitaires et chimiques à l'Environnement et à la Biodiversité, a été

libérée totalement le 1er janvier 2020.

Le 1er janvier 2015, l'incorporation des fraisâts dans les enrobés neufs fut autorisé par l'Etat dans la limite de 20%.

Le doigt était dans l'engrenage de plus de pollution encore!

Le 1er janvier 2017, l'autorisation d'incorporation de ces résidus est passée à 30%

Le 1er janvier 2018, ce sont 50% qui furent autorisés au recyclage.

Le 1er janvier 2019, on est passé à 70%.

Pour que le 1er janvier 2020, soient levées toutes restrictions d'assimilation de ces déchets dans les enrobés.

Cet abandon de responsabilité de la protection de la santé, hors un superbe cadeau financer à la filière du bitume, a ouvert toute grande la trappe de ces immenses poubelles que sont nos routes; Passés au four à hautes températures d'une centrale, tous les " encombrants " de nos incinérateurs disparaissent maintenant dans le ruban des nationales. Scories métalliques, amiantes, pneus déchiquetés... etc.

Ceci selon les types de machines et par qui elles sont gérées..

De plus! Aucun réels contrôles sérieux n'est possiblement assuré par les seuls 1.500 inspecteurs ICPE du territoire ayant plus de 20.000 sites classés à surveiller et annonçant leurs visites par prise de rendez-vous anticipés...

Il est un fait avéré que la bride sur le cou de la filière du bitume engendre des pollutions incontrôlées pour les populations riveraines avec l'aval tacite de l'administration.



En 5 ans, la baguette magique du législateur a transformé une des sources de pollution les plus éminemment contestées, **en manne vertueuse**, en **recyclage moral et méritoire!** 

Ces déchets dangereux, à l'instar de l'amiante, ont maintenant reçu le nom trompeur de **déchets inertes**.

Inertes, certes! S'ils sont stockés à l'abri et dans des conditions assurant le contrôle des risques qu'ils représentent!



Mais nullement inertes quand on les réemploie ou qu'ils participent aux pollutions aqueuses souterraines lors du lessivage de ces terrils noirs par les pluies entrainant aux nappes aquifères (perméable à l'eau) des pollutions aux hydrocarbures à jamais irrécupérables.

Infiltrations sans possible maîtrise selon les implantations de stockage; les toxiques se retrouvant dans les cours d'eau et /ou aux robinets des réseaux potables.

Il est évident que ces résidus représentent un grave problème de stockage, surtout s'ils sont à l'air libre.

Comme pour beaucoup de choses...

C'est durant les dernières décennies du siècle passé qu'il aurait fallu se pencher sur des substitutions écologiques et pérennes pour la construction de nos routes!

On a laissé faire par laxisme pour partie, par intérêt d'autre part !...

Mais il n'est jamais trop tard pour revenir sur des pratiques inconséquentes...

A ce sujet, l'une des revendications les plus impérieuses de la FEDERATION POUR DES ALTERNATIVES AU BITUME PETROLIER est la demande réitérée que de véritables études indépendantes de la filière du bitume soient financées par l'Etat aux fins de recherches urgentes sur de nouveaux asphaltes SANS AUCUNE SOURCE CARBONEE.

Il faut savoir qu'aucune obligation n'existe à ce jour (octobre 2022) pour tendre vers des revêtements 100% écologiques.



#### SOURCES des FRAISÂTS :

La fabrication des enrobés est en soit assez simple :

Tout d'abord, il ne faut pas confondre "Bitume" et "Enrobés"!

On emploie souvent à tord le terme de "bitume" en parlant de chaussées de roulement alors que le terme exact est

: "enrobés", déposés en couches formant le ruban de circulation.

Le "bitume" est le liant qui sert à rendre homogène l'"enrobé" composé de granulats/gravillons/graviers, de poussière de pierre appelées "fines" ou "fillers" et de bitume chauffé afin d'en faire un liquide visqueux dont on enrobe la pierre.

Le Bitume est obtenu à partir d'hydrocarbures saturés, donc de pétrole brut...

Afin de rendre compréhensible par tous le principe de fabrication des enrobés bitumineux, il suffit de savoir que les centrales d'enrobage servent à fabriquer le béton bitumineux destiné aux revêtements des routes et aires de roulement.

La fabrication des enrobés se fait dans une "chaudière" spécifique où l'on chauffe au moyen de fioul ou de gaz des gravillons, ou "granulats" de différentes tailles auxquels on incorpore le bitume liquide afin de lier les granulats pour obtenir une pâte homogène et souple qu'on pourra étaler et tasser lors de la mise en oeuvre des bandes de roulement.

Le béton bitumeux réalisé est plastique entre 100 et 200° environ, ceci dépendant de la formule de fabrication.

Le tout est transporté par des norias de camions vers les lieux de pose.

Idéalement, l'enrobé produit doit être mis en oeuvre autour de 130°.

La température en sortie de four dépend de la distance à parcourir depuis la centrale jusqu'au lieu de mise en oeuvre, de façon à ce que



l'enrobé reste tiède afin d'être suffisamment malléable lors de la pose.

Le refroidissement du ruban routier fortement tassé alors qu'il est encore chaud assurera résistance, dureté et solidité pour un usage savamment

calculé aux fins de l'obsolescence programmée assurant les lendemains de la filière...

#### \*\* Rapport poids/volume/surface:

Il fait prendre note que sont approximativement nécessaires quatre (4) kilos de bitume liquide pour 1 m2 de route en 5 centimètres d'épaisseur. Soit seize (16) tonnes de bitume pour un kilomètre de voie en 8 mètres de large. Ou 120 kg d'enrobé fini au M2 en 5 centimètres d'épaisseur. Ou 960 tonnes d'enrobé en 5 centimètres d'épaisseur pour 1 km de route en 8 mètres de large.

Soit 32 camions de 30 tonnes - Soit 64 voyages centrale - chantier, aller/retour par kilomètres de voie de circulation réalisée.

Ref.: https://www.goudron.assainissementenrobe.com/images/fiches-techniques/fiche-technique-enrobes.pdf

#### Recyclage:

Quand vient la décision de la rénovation d'une route, on procède au rabotage de la surface à refaire. On transporte ces "fraisâts" récupérés vers la centrale la plus proche pour y subir un listing intégral.

Le problème est que des croutes d'enrobés sont sèches, cassantes, et se présentent en morceaux solides non utilisables sans avoir retrouvé leur malléabilité.

On les passe donc dans la même "chaudière" afin de les porter à leur point de liquéfaction éliminant ainsi leur aspect "blocs de démolition" et leur conférant la souplesse souhaitée pour leur repose.

Eventuellement, pour plus de densité ou de cohésion, on peut leur incorporer des gravillons petits ou plus gros ou encore de la fine pour les épaissir, et/ou un liant de bitume frais pour mieux homogénéiser l'ensemble.

Mais la principale conséquence de la liquéfaction des fraisâts est la montée exponentielle des taux de pollution dès la mise en chauffe.

Il ne s'agit plus à ce stade d'une chauffe de 130 à 150, voir 180° comme pour les **enrobés neufs**, mais selon la spécificité du type de déchets, il est nécessaire d'atteindre des températures au delà de 200° - 230 à 270° sont le plus souvent nécessaires. Au delà de ces températures se profile les risques d'inflammation spontanée, voir d'explosion des gaz ainsi produits à des taux de volatilité exponentielle. Le risque accidentel dépend de la classe du bitume ancien inclus aux fraisâts, comme de l'état et de l'entretient de la machine.

#### Chauffe des enrobés bitumineux :



### Bitume. Le bitume : de quoi parle-ton ? - Risques - INRS

De par ses propriétés, le bitume est aujourd'hui utilisé comme liant dans les enrobés bitumeux ou l'asphalte pour fabriquer divers revêtements :...

Sachant que dès que l'on chauffe, tous les 12° de température, les taux d'émissions de HAP\* et de CMR\* cancérogènes relâchés à l'atmosphère doublent de façon <u>exponentielle.</u>

#### \* HAP: Hydrocarbures aromatiques polycycliques

Ce sont les taux de composés COV de l'enrobé (Composés Organiques Volatils) ainsi que les molécules classées CMR émises qui permettent d'évaluer l'étendue des pollutions et leurs incidences sur la santé et

l'Environnement.

#### \* CMR: Substances Cancérogènes, Mutagènes et Reprotoxiques

- · Cancérogènes : Peut causer le cancer
- · Mutagènes : Peut causer des altérations génétiques héréditaires
- · Reprotoxique : Peut altérer la fertilité

Toutes ces substances pouvant activer le développement de cancers, de leucémies, d'infertilité, provoquer des modifications irréversibles du génome, des déficiences cardio-vasculaires, des déficiences du système immunitaire, de l'asthme, des allergies...

#### COV et CMR:



## Composés organiques volatiles (COV) et détection des substance...

Les composés organiques volatils (COV) sont des gaz, qui à pression de vapeur supérieure ou égale à 0.01 hectopascal et à une température de 20...

Il y a encore 2 ans, les Arrêtés préfectoraux d'autorisation d'exercice étaient assez complets et offraient les normes d'acceptabilité et les taux de pollution à ne pas dépasser. Maintenant le contrôle des taux de rejets est laissé à l'appréciation des exploitants sous des seuils restrictifs avec obligation d'avertissement à la préfecture en cas de dépassement ! Ce qui revient à offrir à l'exploitant de se dénoncer pour se faire réprimander !!

La liste des toxiques ci-jointe, non exhaustive, donne une idée approximative des substances rendues volatiles par le passage d'un enrobé bitumineux au four de chauffe d'une centrale.

Sachant que les fraisâts requièrent une chauffe bien supérieure aux normes données au Arrêtés préfectoraux - ceci est omis dans toutes les autorisations d'exercice - les sous-composants chimiques se développent de façon exponentielle et peuvent atteindre des seuils de pollution de l'ordre de 300 à 500 fois les normes admises.



On a relevé à la centrale d'enrobage du CRES, à côté de Montpellier, des taux de HAP et CMR de 700 fois la norme admise.

Liste des composants chimiques retenus comme toxiques aux

#### Arrêtés Préfectoraux :

Monoxydes de carbone - Dioxydes de carbone - Oxyde d'azote

Caduim, Mercure, Thalium, Arsenic, Sélénium, Théliure, Plmob, Auntimoine, Chrome, Cobalt, Cuivre, Etain, Manganèse, Nickel, Vanadium, Zinc, etc.

On considère que les exploitants sont règlementés à une moyenne de rejet de 1 gramme par m3 de fumées évacuées par les cheminées des centrales.

Il suffit de connaître les volumes de fumées rejetées déclarés aux nomenclatures des dites machines pour que, par un simple calcul, on connaîsse les poids/volumes de toxiques produits et rejetés.

Ce principe ne prend en compte les émanations adjacentes lâchées par les éléments du système durant le processus de chauffe au travers des différentes manoeuvres de fabrication.

Selon les volumes d'enrobés traités à l'année et les types de machine considérées, il est admis dans les notices des fabricants de centrales d'enrobage, une moyenne approximative de 40.000 à 50.000 m3 de rejets atmosphériques à l'heure d'activité pour des centrales exploitant de 100.000 tonnes à 150.000 tonnes d'enrobés *neufs* par an. Tous rejets confondus ; vapeur d'eau et toxiques mêlés.

On obtient, si les normes administratives sont bien respectées, environ 300 kg de rejets physiques et volatils pour une journée de travail de 6 heures. Ceci si l'exploitant s'en tient aux règles posées par les Arrêtés d'autorisation d'exercice. Et si on n'emploie pas de fraisâts....

Faites vous-même le calcul des rejets à l'année ...!

C'est de l'ordre de 45 à 50 tonnes de poussières toxiques fines par an dispersées dans un environnement de 5 à 10 km, selon les vents dominants. Vents qui peuvent porter les pollutions jusqu'à 20 km du point de production.

On peut aisément comprendre les levées de boucliers des riverains et le nombre de recours contentieux contre ces installations...

Habiteriez-vous à moins d'un kilomètre d'une centrale?



#### LES ENROBES BIO:

On y est pas encore! Dix ans, disent certains chercheurs...

Depuis des années, on nous annonce à grand renfort de publicité verte et rassurante le remplacement de nos chaussées bitumées au pétrole par des essais de revêtements biologiques à IMPACT CARBONE NEUTRE!

Ceci reste à définir très clairement!

Pour l'instant, nous n'avons trouvé aucun asphalte qui soit entièrement dé-carboné.

Certes! Les liants dits "bio" servant dans ce cas de figure à homogénéiser l'enrobé posé, le sont!

Il s'agit de résidus de l'industrie papetière pour certains, pour d'autres on emploie des résidus de la sylviculture, des "colles" de poissons, des

micros algues, etc. Mais chaque implication de ces liants bio en remplacement du liant de bitume pétrolier se fait toujours en association à un pourcentage de fraisâts de recyclage.

C'st là que le bat blesse...

Le mélange final ; **liant bio + rabotage recyclés** nécessaire pour assurer la résistance à une circulation routière classique et assurer la solidité, la stabilité et la pérennité de ces surfaces données pour écologiques n'a pas un impact carbone neutre.

On ne peut pas dire que ces produits ont un impact carbone neutre!

On peut dire que les liants ont ce principe ... Mais pas l'enrobé final mis en oeuvre.

Il ne s'agit nullement ici de dénigrer les tentatives faites pour sortir de notre dévotion au pétrole! Mais de dire les choses telles qu'elles sont sans tenter de redorer un étendard brandit bien vert cachant en réalité le goudron bien noir incorporé.

Et si on dit " Impact carbone neutre "! On se doit de ne pas utiliser les fraisâts! pire produit toxique. Ou au moins annoncer la couleur...!

Nous n'avons trouvé dans aucune des nomenclatures des "biorevêtements" proposés actuellement à l'essai réel, une formule qui ne se servent pas de fraisâts bitumineux pour support et qui les éliminent complètement.

De même, aucune parution sur le sujet n'est claire et précise sur les taux de fraisâts incorporés. On peut supposer ad-minima un taux de 50% de fraisâts mêlés à du granulat "neuf" mais le taux de recyclage peut aussi grimper selon le bon vouloir du bureau d'étude de la centrale qui réalise l'enrobé...

Il est plus qu'urgent que des obligations et des règles soient posées afin de connaître de quoi sont réellement composés ces nouveaux enrobés dit vertueux! Et que l'on cesse de faire croire ce qui n'est pas!

### **ASPECT FINANCIER:**

Au delà de l'aspect sanitaire de ces produits plus que contestables pour la santé publique, il est utile de savoir que cette manne de réemploi est gratuite puisque l'opération de rabotage des rubans d'asphalte usagés est payée par le donneur d'ordre, puis, revendue par l'exploitant après "lifting". Business juteux pour certains de la filière qui font une spécialité de leur pratique du recyclage.

### FRAISÂTS DONNES POUR VERTUEUX:

Certes, on peut considérer toutes les avancées menées sur les biorevêtements routiers comme des pas en avant vers l'abandon de l'usage du pétrole. Mais il est trompeur d'annoncer un " enrobé végétal " quand on connaît la réalité de leur composition. La pratique de cet écobadigeonnage induit en erreur un public non averti!

Ces publicités insistent trop sur le blanchiment écologique du liant bio pour que nous ne relevions pas la réalité de ces enrobés nouvelle génération donnés pour l'aube d'une ère nouvelle sans carbone!

Gommer sans les nommer les pourcentages de fraisâts nécessaires à la stabilité de ces enrobés "vertueux" porte un évident discrédit sur l'avenir des bio-revêtements routiers.

Tant que de nouveaux asphaltes sans aucun bitume pétrolier n'auront pas démontré la pérennité de leurs résultats, il ne semble pas possible de considérer que nous avons enfin des routes propres!

Mais que vont penser TOTAL, SHELL, EXON et tous les autres ? si leur moyens à engranger des profits pharaoniques viennent à disparaitre!

### Annexe 6 - Mesures N°1

# Démarche : adapter le niveau d'exigence environnementale en fonction de la durée de fonctionnement.

La mesure de simplification, découlant de l'arrêté ministériel du 9 avril 2019, a eu le mérite d'offrir un cadre générique pour les prescriptions générales à respecter dans le cas d'une demande pour l'installation d'une centrale d'enrobage. Par contre, il est difficile de concevoir le même niveau d'exigence entre une unité fixe (durée : 20 à 30 ans) et une unité temporaire (3 à 6 mois). En effet, l'exposition chronique (durée longue) à des substances pouvant être classées CMR pourrait être plus préjudiciable que l'exposition subchronique (durée courte). C'est pourquoi l'obligation de disposer d'une ERS s'avère capitale pour démontrer une absence de vulnérabilité des milieux au niveau de la population riveraine.

### Annexe 7 - Mesures N°2

Démarche: remettre à jour l'arrêté ministériel du 9 avril 2019, actuellement en vigueur, au niveau de la classification des COV en s'appuyant sur une étude des dangers (données de sécurité des substances) et proposer une liste exhaustive des composés à analyser lors d'une campagne d'autosurveillance.

### Interprétation de l'arrêté ministériel du 9 avril 2019

Les éléments concernés par cette étude sont les suivants :

Art. 6.7. - Valeurs limites d'émission.

5° Composés organiques volatils (1):		
a) Cas général :		
Rejet total de composés organiques volatils à l'exclusion du méthane : flux horaire total dépasse 2 kg/h.	110 mg/m³ (exprimée en carbone total de la concentration globale de l'ensemble des composés)	
b) Composés organiques volatils spécifiques : Si le flux horaire total des composés organiques visés à l'annexe III de l'arrêté ministériel du 2 février 1998 susvisé dépasse 0,1 kg/h, la valeur limite d'émission de la concentration globale de l'ensemble de ces composés est de 20 mg / Nm³		
c) Substances auxquelles sont attribuées les mentions de danger H340, H350, H350i, H360D ou H360F (substances dites CMR), dont benzène et 1-3 butadiène, et les substances halogénées de mentions de dangers H341 ou H351		
flux horaire maximal de l'ensemble de l'installation supérieur ou égal à 10 g/h.	2 mg/m³ en COV (la valeur se rapporte à la somme massique des différents composés).	
(1) les prescriptions du c) n'affranchissent pas du respect du a) et du b)		
7º Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques		
benzo (a) pyrène ; naphtalène	0,2 mg/Nm³ (la valeur se rapporte à la somme massique des 2 substances)	

Extrait de l'arrêté ministériel du 9 avril 2019 (pages 12 et 13)

On peut traduire ces prescriptions de la manière suivante :

- 5a La concentration de l'ensemble des COV à l'exclusion du méthane (dits « non méthaniques » et notés « nm »), et exprimée en équivalent carbone, doit être inférieure à 110 mg/m³ quand le flux horaire total dépasse 2 kg/h
- **5b** La concentration de l'ensemble des COV spécifiques faisant partie de la liste de l'annexe III de l'arrêté ministériel du 2 février 1998, et exprimée en COV pur, doit être inférieure à 20 mg/Nm³ quand le flux horaire total dépasse 0.1 kg/h
- **5c** La concentration de l'ensemble des COV ayant les mentions de danger H340, H350, H350i, H360D (substances dites CMR), dont le benzène et le 1-3 butadiène, et les substances halogénées de mentions de dangers H341 ou H351, et exprimée en COV pur, doit être inférieure à 2 mg/m³ quand le flux horaire maximal dépasse 10 g/h.
- 7 La concentration de la somme des HAP : Benzo(a)pyrène + naphtalène doit être inférieure à  $0.2 \, \text{mg/Nm}^3$

### Recherche des COV traceurs liés à l'activité des centrales d'enrobage

La recherche des COV traceurs de risques sanitaires liés à l'activité des centrales d'enrobage est difficile car le statut simplifié de l'enregistrement dispense de réaliser une Evaluation des Risques Sanitaires (ERS) pour l'élaboration du dossier de demande de l'autorisation environnementale. Un document, édité par la CAREPS : Centre Rhône-Alpes d'Epidémiologie et de Prévention Sanitaire, et intitulé : CENTRALES D'ENROBAGE DE MATERIAUX A CHAUD – Guide pour le choix des composés émis dans le cadre des études d'évaluation des risques sanitaires (Rapport N°578 – 2 juin 2010), semble apporter une première réponse pertinente à cette recherche. A l'époque, l'objectif était de créer un outil commun d'aide à l'évaluation des risques sanitaires pour les centrales d'enrobage de matériaux à chaud, à destination des exploitants, des bureaux d'études et des représentants de l'Etat.

### 5.3. Conclusions

Les centrales d'enrobage de matériaux (CEM) sont classées parmi les installations de séchage et suivent à ce jour la réglementation de l'arrêté du 2 février 1998.

Le travail ici présenté permet de faire le point sur les émissions provenant de ces CEM, de mettre en évidence les composés les plus représentatifs de ces émissions et de pointer ceux qui présentent le plus d'intérêt sur un plan toxicologique et sanitaire. Les composés traceurs des risques ainsi retenus sont ceux qui vont avoir tendance à contribuer le plus aux risques liés aux émissions des CEM.

### Ont été sélectionnés les traceurs sanitaires suivants :

- des éléments traces métalliques : antimoine, arsenic, béryllium, cadmium, chrome VI, cobalt, manganèse, mercure, nickel, plomb, sélénium,
- des COVnm : acétaldéhyde, acroléine, benzène, formaldéhyde, hydrocarbures aromatiques polycycliques cancérigènes (exprimés en équivalent benzo(a)pyrène), phénol,
- des composés "classiques" : oxydes d'azotes (exprimés en dioxyde d'azote), oxydes de soufres (exprimés en dioxyde de soufre), poussières totales (exprimées en PM10 ou PM2,5).

Extrait du CAREPS (page 36)

### Liste des COV traceurs à retenir

En croisant l'interprétation de l'arrêté ministériel et la recherche des COV traceurs, la liste de référence à retenir est la suivante : l'acétaldéhyde, l'acroléine, le benzène, le formaldéhyde, le phénol, le benzo(a)pyrène et le naphtalène.

### Vérification de la classification des COV traceurs

Nous pouvons établir le tableau suivant :

COV traceur	Famille	Numéro CAS	Classification
			actuelle
Acétaldéhyde	Aldéhydes	75-07-0	Paragraphe 5b
Acroléine	Aldéhydes	107-02-8	Paragraphe 5b
Benzène	Hydrocarbures	71-43-2	Paragraphe 5c
Belizelle	Aromatiques		
Formaldéhyde	Aldéhydes	50-00-0	Paragraphe 5b
Phénol	Alcools	108-95-2	Paragraphe 5b
Benzo(a)pyrène	Hydrocarbures	50-32-8	Paragraphe 7
Belizo(a)pyrelie	Aromatiques		
Naphtalène	Hydrocarbures	91-20-3	Paragraphe 7
ivapiitalelle	Aromatiques		

Mais si on étudie en détail les Fiches de Données de Sécurité (FDS)\* de ces COV traceurs, par rapport aux mentions\*\* de danger H340 – H350 – H350i – H360D – H360F – H341 – H351, on obtient une nouvelle classification détaillée dans le tableau suivant :

COV traceur	Classification actuelle	Mention de danger :	Nouvelle
		H340, H350, H350i,	classification
		H360D, H360F, H341	
		ou H351	
<b>Acétaldéhyde</b>	Paragraphe 5b	H341 et H350	Paragraphe 5c
Acroléine	Paragraphe 5b	aucune	Pas de changement
Benzène	Paragraphe 5c	Pas de changement	
<b>Formaldéhyde</b>	Paragraphe 5b	H341 et H350	Paragraphe 5c
Phénol	Paragraphe 5b	H341	Paragraphe 5c
Benzo(a)pyrène	Paragraphe 7	Pas de changement	
<b>Naphtalène</b>	Paragraphe 7		

<sup>\*</sup>extraits des FDS joints

### Conclusion

Cette démonstration met en évidence une erreur de classification relative à l'arrêté ministériel du 9 avril 2019, concernant les COV traceurs : acétaldéhyde – formaldéhyde – phénol, qui devraient être intégrées aux substances CMR, au même titre que le benzène et le 1-3 butadiène.

## **MENTIONS DE DANGER DES COV TRACEURS**

Informations issues des Fiches de Données de Sécurité de l'INRS

Acétaldéhyde



Base de données FICHES TOXICOLOGIQUES

### Acétaldéhyde

Fiche toxicologique n°120

### Etiquette



### Danger

- H224 Liquide et vapeurs extrêmement inflammables
- H319 Provoque une sévère irritation des yeux
- H335 Peut irriter les voies respiratoires
- H341 Susceptible d'induire des anomalies génétiques
- H350 Peut provoquer le cancer

Les conseils de prudence P sont sélectionnés selon les critères de l'annexe 1 du réglement CE n° 1272/2008. 200-836-8

Acroléine

<sup>\*\*</sup>danger de type CMR (Cancérigène – Mutagène – Reprotoxique)



Base de données FICHES TOXICOLOGIQUES

### **Acroléine**

Fiche toxicologique n°57

### Etiquette



### ACROLEINE

### Danger

- H225 Liquide et vapeurs très inflammables
- H330 Mortel par inhalation
- H300 Mortel en cas d'ingestion
- H311 Toxique par contact cutané
- H314 Provoque de graves brûlures de la peau et de graves lésions des yeux
- H410 Très toxique pour les organismes aquatiques, entraîne des effets néfastes à long terme
- EUH 071 Corrosif pour les voies respiratoires

Les conseils de prudence P sont sélectionnés selon les critères de l'annexe 1 du réglement CE n° 1272/2008. 203-453-4

# Formaldéhyde



Base de données FICHES TOXICOLOGIQUES

### Aldéhyde formique et solutions aqueuses

Fiche toxicologique n°7

### **Etiquette**



Formaldéhyde (>= 25 %)

### Danger

- H301 Toxique en cas d'ingestion
- H311 Toxique par contact cutané
- H314 Provoque de graves brûlures de la peau et de graves lésions des yeux
- H317 Peut provoquer une allergie cutanée
- H331 Toxique par inhalation
- H341 Susceptible d'induire des anomalies génétiques
- H350 Peut provoquer le cancer

Les conseils de prudence P sont sélectionnés selon les critères de l'annexe 1 du réglement CE n° 1272/2008. 200-001-8



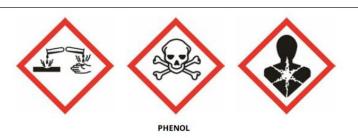


Base de données FICHES TOXICOLOGIQUES

### Phénol

Fiche toxicologique n°15

### Etiquette



### Danger

- H341 Susceptible d'induire des anomalies génétiques
- H331 Toxique par inhalation
- H311 Toxique par contact cutané
- H301 Toxique en cas d'ingestion
- H373 Risque présumé d'effets graves pour les organes à la suite d'expositions répétées ou d'une exposition prolongée
- H314 Provoque de graves brûlures de la peau et de graves lésions des yeux

Les conseils de prudence P sont sélectionnés selon les critères de l'annexe 1 du réglement CE n° 1272/2008. 203-632-7

### Liste exhaustive des composés à analyser dans le cadre de l'autosurveillance

# Autosurveillance des émissions atmosphériques : liste des rejets à contrôler

### Nota:

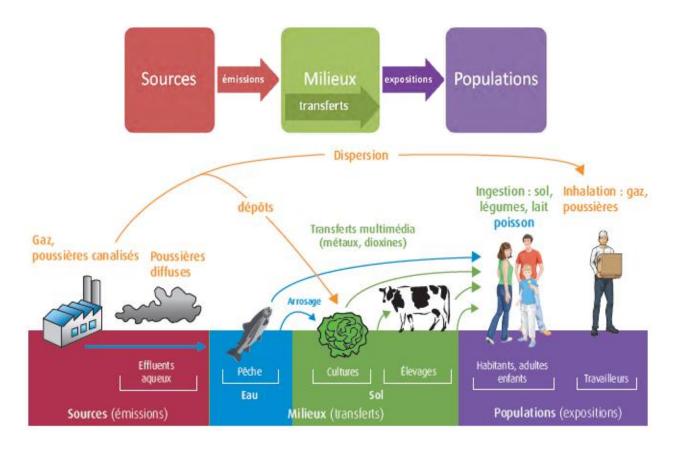
- Cette liste a été établie en accord avec les prescriptions générales de l'arrêté ministériel du 9 avril 2019
- Les rejets en caractère gras sont incontournables
- Les composés marqués d'un astérisque devraient passer à la catégorie « Composés Organiques Volatils à phrases de risques » en raison de leur classification CMR (Cancérigène – Mutagène – Reprotoxique)

Rejet	Valeur Limite d'Emission (VLE)	Référence à l'arrêté ministériel du 9 avril 2019
Poussières totales	50 mg/m³ (PM10 et PM2.5)	Paragraphe 1
Monoxyde de carbone (CO)	500 mg/m³	Paragraphe 2
Oxyde de soufre (SO2)	$300 \text{ mg/m}^3$	Paragraphe 3
Oxydes d'azote (NOx) (en équivalent NO2)	$350 \text{ mg/m}^3$	Paragraphe 4
Composés Organiques Volatils non méthaniques COVnm (en équivalent carbone)	110 mg/m³ (si flux horaire total supérieur à 2 kg/h)	Paragraphe 5a
	nposés Organiques Volatils spécific	ques
- Acétaldéhyde*		
<ul> <li>Acroléine</li> <li>Formaldéhyde*</li> <li>Phénol*</li> <li>Acide acrylique</li> <li>Diéthylamine</li> <li>Chlorométhane</li> <li>Biphényles</li> </ul>	20 mg/m³ (somme des composés et si flux horaire total supérieur à 0.1 kg/h)	Paragraphe 5b
- Méthacrylate de		
méthyle		· (-l( CMD)
- Benzène	niques Volatils à phrases de risque	s (classees CMR)
<ul> <li>Benzene</li> <li>1-3 Butadiène</li> <li>Toluène</li> <li>Styrène</li> </ul>	2 mg/m³ (somme des composés et si flux horaire maximal supérieur à 10 g/h)	Paragraphe 5c
	Métaux lourds	
<ul><li>Cadmium</li><li>Mercure</li><li>Thallium</li></ul>	0.05 mg/m³ par métal 0.1 mg/m³ pour la somme (si flux horaire total supérieur à 1 g/h)	Paragraphe 6a
<ul><li>Arsenic</li><li>Sélénium</li><li>Tellure</li></ul>	I mg/m³ pour la somme (si flux horaire total supérieur à 5 g/h)	Paragraphe 6b
- Plomb	1 mg/m³ (si flux horaire total supérieur à 10 g/h)	Paragraphe 6c
<ul> <li>Antimoine</li> <li>Chrome</li> <li>Cobalt</li> <li>Cuivre</li> <li>Etain</li> <li>Manganèse</li> <li>Nickel</li> <li>Vanadium</li> <li>Zinc</li> </ul>	5 mg/m³ pour la somme (si flux horaire total supérieur à 25 g/h)	Paragraphe 6d
	Polycycliques HAP (16 HAP class	és prioritaires par l'US EPA)
<ul> <li>Benzo(a)pyrène</li> <li>Naphtalène</li> <li>Fluoranthène</li> <li>Benzo(a)anthracène</li> <li>Benzo(b)fluoranthène</li> </ul>	0.2 mg/m³ (somme des 2 premiers composés)	Paragraphe 7

1	Benzo(k)fluoranthène	
-	Dibenzo(ah)anthracène	
-	Benzo(ghi)pérylène	
-	Indeno(1,2,3-cd)pyrène	
-	Acénaphtène	
-	Acénaphtylène	
-	Anthracène	
-	Chrysène	
-	Fluorène	
-	Phénantrène	
_	Pvrène	

### Annexe 8 - Mesures N°3

### Démarche : rappeler le déroulement, les enjeux et les limites d'une ERS.



### Schéma conceptuel précisant les relations entre les sources de pollution et les substances

Une Evaluation Quantitative des Risques Sanitaires (EQRS) est une méthode d'analyse structurée et un outil d'aide à la décision permettant d'estimer les risques pour la santé auxquels est soumise une population exposée à une pollution particulière d'origine industrielle ou naturelle. Elle vise donc à prévenir et à gérer, à court, moyen ou long terme, le risque potentiel encouru par cette population vivant à proximité de la source de pollution. Cette évaluation contribue à la mise en place de mesures de gestion proportionnées (valeurs limites des émissions, plan de réduction de ces émissions, campagne de mesures de surveillance, ...).

Le risque sanitaire représente une menace directe pour la santé des populations et nécessite une réponse adaptée du système de santé. Il dépendra de la nature du polluant, de sa toxicité, de sa quantité, de la durée et de l'importance de l'exposition de l'individu impacté. Pour les centrales d'enrobage, les contaminants représentant le danger seront plutôt d'origine chimique, liés à l'utilisation d'hydrocarbures de type « bitume » (métaux lourds, composés organiques volatils, hydrocarbures aromatiques, ...). Une personne sera exposée sous différentes formes :

- par voie respiratoire, via l'inhalation de gaz ou de particules (forme aérosols)
- par voie digestive, via l'ingestion d'eau ou d'aliments (y compris la pollution des sols)
- par voie cutanéo-muqueuse (contact avec la peau ou des muqueuses).

Cette Evaluation des Risques Sanitaires comprend au moins les 4 étapes suivantes :

- l'identification des dangers visant à répertorier de façon exhaustive les substances polluantes et leurs effets nocifs associés
- la détermination des différentes voies d'exposition et le choix des Valeurs Toxicologiques de Référence VTR associées à chaque substance retenue
- l'évaluation de l'exposition par le calcul de la Dose Journalière d'Exposition DJE pour chacune des voies d'exposition et pour chaque substance retenue, via une modélisation de la dispersion atmosphérique (concentration / dose)

- la quantification du risque à partir des DJE et des VTR, via le calcul des indicateurs de danger QD et ERI (effet à seuil et effet sans seuil), concluant à la présence ou non d'un risque sanitaire avéré en tenant compte d'une analyse des incertitudes de la méthode appliquée.

En cas de risque inacceptable entraînant une vulnérabilité du milieu (air, eau, sols), des mesures préventives ou correctives doivent être mises en œuvre afin de pallier à cet excès de risque. L'un des buts de la modélisation de la dispersion atmosphérique est d'obtenir une estimation cartographiée des concentrations de substances gazeuses ou particulaires dans l'atmosphère, suffisamment précise et représentative des conditions réelles, dans le temps et dans l'espace. Afin d'estimer ces concentrations, des données d'entrée doivent être fournies aux modèles, telles que les variables météorologiques et les émissions, ou encore les conditions aux limites du domaine d'étude.

Les concentrations dans l'air ambiant pour les composés émis à l'atmosphère sont modélisées à l'aide d'un logiciel. Tout modèle est une représentation simplifiée de la réalité, comprenant des éléments d'incertitude qu'il est important de prendre en compte, notamment pour l'analyse des résultats. La qualité de ces résultats dépend d'une part, du type de modélisation (phénomène modélisé, équations utilisées, ...) et d'autre part, de la qualité des données d'entrées saisies dans le modèle.

Bien que la mesure demeure indispensable, notamment pour valider, comparer et caler les simulations – et surtout puisqu'étant une observation instantanée, elle demeure l'illustration de la « réalité » – elle reste cependant insuffisante pour parvenir à la meilleure description possible de la pollution de l'air dans un domaine élargi ou pour estimer l'exposition d'une population à large échelle. En effet, d'une part, il n'est pas possible de faire des mesures partout et tout le temps, et d'autre part, la mesure ne vaut que pour l'endroit où elle est faite.

Malgré l'apport riche et incontestable des modèles de représentation de la qualité de l'air, quelques mises en garde s'imposent. La modélisation de la dispersion atmosphérique reste une approximation spatiotemporelle des champs de polluants. Autrement dit, les concentrations moyennes estimées ne valent que pour un mélange parfait dans chaque maille, ce qui n'est jamais le cas dans la réalité. En outre, il n'existe évidemment pas de modèle unique adapté à toutes les situations. Du reste, un logiciel de dispersion est habituellement composé de plusieurs modèles ou modules, plus ou moins performants, parfois optionnels, dont les performances peuvent dépendre de celles des autres modules (calculs météorologiques en amont, par exemple). Enfin, les performances dépendent sensiblement de la qualité des données d'entrées et de la configuration réalisée par l'utilisateur.

Finalement, la somme de ces éléments montre que la modélisation doit être considérée comme un outil complémentaire à la mesure et non comme une alternative. Toutefois, force est de reconnaître son indispensable recours pour travailler sur des exercices tendanciels, établir des champs de concentrations en routine, faire des prévisions en termes de gestion des pics de pollution, mais aussi tout simplement parce qu'il est impossible techniquement et financièrement de mesurer la qualité de l'air en tout point du territoire.

En complément, on peut dire également que cette Evaluation des Risques Sanitaires présenterait néanmoins « quelques trous dans la raquette », comme en témoignent les réserves suivantes :

- les bases de données peuvent présenter des VTR différentes pour des mêmes caractéristiques données : substance, voie et durée d'exposition (aigüe – subchronique – chronique), et pour un type d'effet donné (avec seuil ou sans seuil)
- les études de toxicité des substances sont réalisées sur des animaux en laboratoire, et les valeurs obtenues sont extrapolées au niveau humain à l'aide de facteurs d'incertitude, entraînant de facto une incertitude sur leur utilisation
- l'apparition des effets sanitaires de certaines substances peut être différée dans le temps, rendant très difficile l'identification des causes de lien à effet (exemple flagrant de l'amiante)
- l'effet cocktail engendré par la somme de plusieurs substances toxiques n'est jamais appréhendé par manque de connaissances sur ce phénomène
- la prise en compte des enfants par voie d'inhalation n'est jamais abordée par manque de données sur des VTR de type pédiatrique, alors que cette jeune génération constitue une véritable sentinelle en cas d'une forte vulnérabilité du milieu impacté par une pollution.

### Annexe 9 - Mesures Nº4

Démarche : décrire les risques sanitaires induits par le recyclage de fraisats et réclamer un rappel des prescriptions à toutes les étapes de la demande d'autorisation environnementale.

### **Discussion**

Ce point délicat du recyclage d'agrégats d'enrobés peut engendrer un problème critique de pollution par la présence d'amiante ou/et de goudron, substances dorénavant interdites en raison de leur haute toxicité pour la santé humaine (amiante : 1997 – goudron : 1993 – dérivés houillers : 2005). Pour rappel, la caractérisation pour établir la présence ou l'absence est réglementée, et doit mener à la décision d'un recyclage sans risque ou d'une mise en décharge classée, ainsi qu'à un mode opératoire garantissant la protection de la santé des intervenants.

La réglementation oblige également l'exploitant à assurer une traçabilité du retrait et du réemploi de matériaux recyclés par l'élaboration d'une documentation complète (cartographies des prélèvements, rapports d'analyses par des laboratoires agréés, gestion du parc à fraisats, dossiers de lots précisant le taux et l'origine des matériaux recyclés, ...), et sa mise à disposition pour une information ou des contrôles éventuels.

Pour information, le goudron (base : houille) dégage 1000 à 10 000 fois plus de HAP que le bitume (base : pétrole). De plus, l'augmentation de la température pour reliquéfier le bitume au niveau des agrégats recyclés pourrait entraîner également une augmentation très significative des émissions de HAP, selon le ratio suivant : un doublement des émissions par tranche de 12°C supplémentaire au niveau de la température du sécheur-malaxeur de la centrale. Pour être plus précis, les concentrations en benzo(a)pyrène en mg/kg de divers produits sont repris dans la liste qui suit :

brai de houille : 10 000 mg/kg
 goudron de houille : 7 500 mg/kg
 huile de houille : 300 mg/kg
 bitume de pétrole : 1 mg/kg

Le recyclage se développe en raison de contraintes principalement économiques et environnementales. D'une part, la récupération des matériaux bitumineux obtenus par fraisage de chaussées existantes permet de mettre à disposition une matière première presque gratuite, et évite en même temps la production correspondante de déchets qui nécessiterait une mise en décharge avec un coût non négligeable. D'autre part, ce processus de valorisation s'inscrit dans une démarche environnementale de type « économie circulaire » très en vogue pour limiter l'extraction de minéraux et donc préserver les ressources naturelles.

Alors qu'il semble se pratiquer de plus en plus de recyclage à fort taux, pouvant atteindre 65% (et même 90%), il peut se faire à la seule condition que le produit mis en œuvre respecte les mêmes performances que les enrobés neufs à base de granulats neufs. Cette contrainte, pour garantir la qualité de la production, induit peut-être des pratiques plus contraignantes, comme une température plus élevée et un dosage en bitume liquide supérieur.

### Un rappel de la réglementation peu mentionné dans les arrêtés préfectoraux

On peut déplorer l'absence, presque systématique, d'un rappel des conditions d'acceptation des fraisats sur site au niveau des arrêtés préfectoraux d'exploitation. Même remarque au niveau des prescriptions régissant l'arrêté ministériel du 9 avril 2019. Cependant, quelques exceptions existent à l'image de l'extrait présenté ci-après :

### **ARTICLE 2.2.11: ACCEPTATION DES FRAISATS SUR SITE**

La quantité maximale des fraisats et blancs de poste présents sur le site est limité à 30 000 tonnes.

Les fraisats acceptés sur le site respectent les conditions d'admission définies par l'arrêté ministériel du 12 décembre 2014. A ce titre, les déchets d'enrobés bitumineux relevant du code 17 03 02 de la liste des déchets font l'objet d'un test, en amont de leur venue sur site, démontrant qu'ils ne contiennent ni goudrons ni amiante.

Les agrégats d'enrobés acceptés sur le site dans le cadre du recyclage à chaud font l'objet d'une procédure d'acceptation préalable et respectent les valeurs suivantes :

- · teneur en HAP inférieure ou égale à 50mg/kg;
- teneur en hydrocarbures (C10-C40) inférieure ou égale 500mg/kg.

L'exploitant réalise un contrôle visuel du chargement à l'entrée de l'installation ainsi qu'au déchargement du camion.

L'exploitant tient à la disposition de l'inspection des installations classées l'ensemble des éléments de traçabilité de ces déchets.

Extrait d'un arrêté préfectoral (mai 2023)

### Annexe 10 - Mesures N°5

Démarche : imposer des paramètres limites au process de fabrication pour de bonnes pratiques environnementales.

### **Discussion**

Les émissions atmosphériques les plus toxiques sont générées par les COV qui se dispersent, en grandes quantités, à partir de la cheminée de la centrale d'enrobage (émissions canalisées). Ainsi, le panache de fumées, dont la couleur conventionnelle devrait être le blanc (vapeur d'eau issue du séchage des granulats), vire régulièrement à un gris bleuté témoignant de la présence exagérée en dérivés d'hydrocarbures. Ce phénomène se conjugue à des nuisances olfactives de grande ampleur. Ces COV sont issus des vapeurs de bitume principalement, qu'il s'agisse du bitume frais injecté au niveau du mélangeur ou du bitume « usagé » contenu dans les fraisats de récupération (recyclage).

Si on analyse des rapports d'autosurveillance au niveau des rejets atmosphériques, on peut constater une variabilité importante de la température de sortie des fumées (de 90°C à 115°C), donnée directement liée au paramètre « température » imposé au niveau du process de fabrication. On pourrait penser qu'une forte température soit nécessaire pour ramollir les fraisats recyclés et pour anticiper le refroidissement inéluctable des enrobés frais au niveau de leur stockage et de leur transfert jusqu'au chantier (surtout en période froide).

### **Proposition**

Afin de limiter les flux des émissions les plus dangereuses, il faudrait imposer des limites raisonnables au niveau de la température de production des enrobés et du taux de recyclage des fraisats. De plus, l'industriel devrait équiper les cuves de stockage de produits finis, ainsi que les bennes de transport, de dispositifs de traçage électrique performant, permettant de limiter les pertes thermiques.

### <u>Retour :</u>

### Annexe 11 - Mesures Nº6

Démarche : imposer des paramètres limites au process de fabrication pour de bonnes pratiques environnementales.

### **Discussion**

Les émissions atmosphériques les plus toxiques sont générées par les COV qui se dispersent, en grandes quantités, à partir de la cheminée de la centrale d'enrobage (émissions canalisées). Ainsi, le panache de fumées, dont la couleur conventionnelle devrait être le blanc (vapeur d'eau issue du séchage des granulats), vire régulièrement à un gris bleuté témoignant de la présence exagérée en dérivés d'hydrocarbures. Ce phénomène se conjugue à des nuisances olfactives de grande ampleur. Ces COV sont issus des vapeurs de bitume principalement, qu'il s'agisse du bitume frais injecté au niveau du mélangeur ou du bitume « usagé » contenu dans les fraisats de récupération (recyclage).

Si on analyse des rapports d'autosurveillance au niveau des rejets atmosphériques, on peut constater une variabilité importante de la température de sortie des fumées (de 90°C à 115°C), donnée directement liée au paramètre « température » imposé au niveau du process de fabrication. On pourrait penser qu'une forte température soit nécessaire pour ramollir les fraisats recyclés et pour anticiper le refroidissement inéluctable des enrobés frais au niveau de leur stockage et de leur transfert jusqu'au chantier (surtout en période froide).

### **Proposition**

Afin de limiter les flux des émissions les plus dangereuses, il faudrait imposer des limites raisonnables au niveau de la température de production des enrobés et du taux de recyclage des fraisats. De plus, l'industriel devrait équiper les cuves de stockage de produits finis, ainsi que les bennes de transport, de dispositifs de traçage électrique performant, permettant de limiter les pertes thermiques.

### <u>Retour :</u>

### Annexe 12 - Mesures N°7

Démarche : pointer une insuffisance sur la qualification environnementale de la nouvelle installation et proposer un protocole adapté.

### Discussion

A ce jour, la périodicité de la campagne d'autosurveillance est égale à un an. Or, une dérive du process sur le plan environnemental, comme des émissions supérieures en COV, ne pourra être détectée que trop tardivement lors du contrôle suivant. Cette situation dégradée peut surtout se rencontrer lors de la prise en main d'une nouvelle installation par un personnel insuffisamment formé, ou en présence d'équipements neufs complexes nécessitant un réglage délicat avec un suivi rapproché, soit lors de la première année de production. Ce constat est récurrent dans le domaine industriel pour tout démarrage de nouvelles unités de grande capacité.

### **Proposition**

Pour garantir une véritable « qualification environnementale » de la nouvelle centrale d'enrobage, un protocole comprenant 4 campagnes d'autosurveillance dans la première année de service semblerait opportun afin de s'assurer de la robustesse du process (campagne trimestrielle).

### Annexe 13 - Mesures N°8

Démarche : accompagner et conseiller l'industriel pour une amélioration continue de sa performance environnementale.

### Discussion

Les prescriptions décrivant l'autosurveillance se limitent à vérifier un non-dépassement des VLE pour des émissions bien définies. La fréquence de ce « contrôle technique » est globalement annuelle. Il n'offre pas de comparaison à la situation précédente et n'analyse aucune éventuelle dérive des performances environnementales de l'installation. Ce mode opératoire demande d'être amélioré en vue de répondre davantage aux nouvelles exigences de notre société.

### **Proposition**

En analogie avec la réglementation régissant les consommations d'énergie pour les entreprises (audit énergétique), la mise en place d'un nouveau diagnostic environnemental pourrait permettre de mieux encadrer l'activité et constituerait un outil de communication auprès d'associations en demande d'informations. A ce stade de proposition, on pourrait déjà entrevoir les délivrables suivants :

- un contrôle de la mise place d'un système d'excellence environnementale sur le site => charte Environnement – procédures – formation du personnel – indicateurs – management visuel
- une visite de l'installation
- une revue des 3 derniers rapports d'autosurveillance
- une identification et une classification de non-conformités éventuelles (critiques, non critiques)
- une proposition de solutions d'amélioration (avec budget et délai de réalisation).

Une fréquence de 3 ans pourrait être envisageable.

### <u>Retour:</u>

### Annexe 14 - Mesures N°9

Démarche : insister sur le danger de certaines substances et la nécessité de surveiller en permanence les émissions les plus toxiques.

### Discussion

En raison de la taille très importante de certaines centrales (450 t/h), les émissions spécifiques de COV traceurs, classés CMR, comme : acétaldéhyde – benzène - formaldéhyde – phénol – 1-3 butadiène, pourraient représenter un flux horaire maximal supérieur à 2 kg/h. A partir de cette valeur précise, la réglementation sur la surveillance de ces substances hautement toxiques impose de facto une « surveillance en permanence ». Cette contrainte nécessite la mise en place de capteurs permanents pour la mesure des concentrations de ces composés, complétée d'un système d'alarmes proactives (arrêt de la centrale en cas de seuil haut par exemple) et d'un monitoring d'enregistrement pour assurer la traçabilité dans le temps.

5° Composés organiques volatils :		
a) cas général :		
sur l'ensemble de l'installation, flux horaire maximal de COV (à l'exclusion du méthane exprimé en carbone total) inférieur ou égal à 15 kg/h	Mesure annuelle	
sur l'ensemble de l'installation, flux horaire maximal de COV (à l'exclusion du méthane exprimé en carbone total) supérieur à 15 kg/h	surveillance en permanence (ensemble des COV, à l'exclusion du méthane)	
b) cas des COV (à l'exclusion du méthane) présentant les mentions de danger H340, H350, H350i, H360D ou H360F (substances dites CMR), dont benzène et 1-3 butadiène et les composés halogénés présentant les mentions de danger H341 ou H351 :		
sur l'ensemble de l'installation, flux horaire maximal, supérieur à 2 kg/h (exprimé en somme des composés)	surveillance en permanence (ensemble des COV, à l'exclusion du méthane) mesures périodiques de chacun des COV (corrélation entre la mesure de l'ensemble des COV non méthaniques et les espèces effectivement présentes)	
c) les autres cas :		
prélèvements instantanés réalisés		

Extrait de l'arrêté ministériel du 9 avril 2019 (page 15)

### Du laboratoire aux cheminées ... une mesure in situ devenue nécessaire

Cette surveillance en permanence devrait être généralisée et serait focalisée sur les COV présentant un risque élevé pour la santé (COV à phrases de risques) :

- > acétaldéhyde et formaldéhyde : famille des ALDEHYDES
- > phénol : famille des ALCOOLS
- ▶ benzène : famille des HYDROCARBURES AROMATIQUES MONOCYCLIQUES
- > 1-3 butadiène : famille des HYDROCARBURES ALIPHATIQUES INSATURES
- benzo(a)pyrène, naphtalène : famille des HYDROCARBURES AROMATIQUES POLYCYCLIQUES

On peut citer, à titre d'exemple, l'analyseur de type FTIR, à savoir un spectromètre utilisant le principe de mesure basé sur la Spectroscopie Infra-Rouge à Transformée de Fourier. Cet appareil permettrait d'analyser en continu une cinquantaine de composés simultanément, avec une fréquence d'acquisition comprise entre 1 seconde et 5 minutes.

Ainsi, un suivi des émissions en temps réel, rendu nécessaire pour la quantification des flux de substances toxiques, est effectif dans les conditions réelles de fonctionnement de la centrale d'enrobage. De plus, un ordinateur connecté au FTIR pourrait assurer la collecte, le stockage et le traitement des données produites par ce procédé de mesure, constituant un outil indispensable au suivi du réglementaire et à la traçabilité dans le temps.

On pourrait y ajouter également la mesure de la concentration de l'ensemble des COV. A ce stade, cette proposition constitue une première piste de travail. Pour mettre au point une méthode automatique en continu, fiable et validée dans le temps, des études seront nécessaires, suivies par des essais et de la mise au point, sans négliger l'obligation de disposer d'un protocole d'étalonnage afin d'assurer la fiabilité de la mesure.



**Analyseur FTIR Gasmet** 

### Annexe 15 - Mesures N°10

Démarche : rappeler certains risques opérationnels et inciter l'industriel à garantir une sécurité maximale de son installation.

### Discussion

La plupart des centrales d'enrobage à chaud utilisent dorénavant le gaz, pour alimenter le tambour sécheur, sous 2 formes : gaz de ville distribué par un concessionnaire en bordure de propriété ou gaz liquéfié stocké en réservoirs sous pression (GPL). Ce combustible sert à chauffer l'air afin de sécher les granulats neufs humides avant de réaliser le mélange avec le bitume chaud. En plus de cette source d'énergie fossile, on trouve les cuves de stockage du bitume liquide, maintenue à température pour éviter sa solidification et faciliter son transfert et son dosage. Ainsi, le gaz et le bitume sont 2 substances inflammables, pouvant présenter un haut niveau de risque pour le personnel d'exploitation et l'environnement direct.

Pourtant, il est courant de les retrouver en mitoyenneté directe au niveau des installations. Pour information, le GPL est un gaz extrêmement inflammable qui peut former avec l'air ou l'oxygène des mélanges explosifs. De plus, à l'état gazeux, il est invisible, deux fois plus lourd que l'air, pouvant s'accumuler au niveau du sol et s'écouler vers un point chaud ou un regard d'évacuation. A titre d'information, pour le GPL, les risques sont les suivants : explosion – incendie – asphyxie – brûlure (par le froid).



Pictogrammes de dangers du GPL

### **Proposition**

Cette analyse préliminaire de risques démontre déjà la nécessité de renforcer la réglementation régissant l'installation (fixe ou temporaire) d'une centrale d'enrobage. Pour ce faire, l'arrêté ministériel devrait s'enrichir en proposant des prescriptions particulières afin de prévenir et d'assurer les meilleures conditions de sécurité pour cette activité. On pourrait citer par exemple : éloignement du gaz par rapport au bitume – mise en place de murs pare-feu – rattachement à la directive ATEX pour le gaz – signalétique de rigueur – plan POI adapté – formation pertinente du personnel.

### Annexe 16 - Mesures Nº11

Démarche : pointer le risque élevé de ne pas respecter certaines prescriptions et être force de proposition pour apporter une solution technique déjà existante sur le marché.

### **Discussion**

La mesure n°2, proposant une actualisation de la classification des COV par rapport à leur niveau de danger, entraînerait de facto une augmentation de la liste des émissions à surveiller de type CMR. Ainsi, la Valeur Limite d'Emission fixée à 2 mg/m³ pourrait facilement être dépassée de façon chronique, déclenchant des non-conformités MAJEURES dans le cadre de l'autosurveillance d'une installation. Si c'était le cas, une mesure corrective dans le process s'imposerait afin de revenir dans les clous de la réglementation. La proposition qui suit décrit une première réflexion pour apporter des solutions techniques à ce problème de pollution.

### **Proposition**

Afin de réduire considérablement les polluants, il faudrait installer une unité de traitement des fumées (à l'image des incinérateurs d'ordures ménagères) entre la sortie des dépoussiéreurs et les cheminées de rejets, en faisant appel à différentes technologies déjà éprouvées (MTD : Meilleures Techniques Disponibles), selon la liste préférentielle suivante :

 Destruction par un procédé d'oxydation thermique => incinération des COV dans une chambre de combustion (schéma ci-dessous)

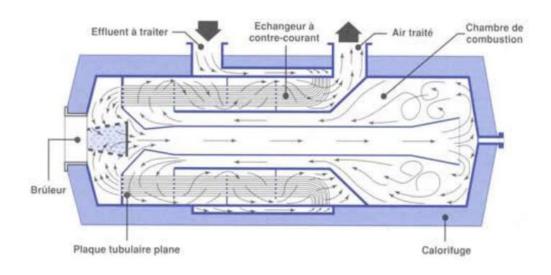


Schéma d'un système d'oxydation thermique récupérative avec échangeur entourant la chambre de combustion

- Séquestration par un procédé d'adsorption => retenue des COV dans des filtres à charbon actif (à usage unique ou à régénération)
- Séquestration par un procédé de cryocondensation => condensation des COV par échange thermique avec de l'azote liquide à -196°C (phase préliminaire de déshumidification des fumées par refroidissement + tamis moléculaires).

### Préférence à l'oxydation thermique

Pour mémoire, une recherche documentaire sur cette thématique, auprès de fournisseurs renommés de centrales d'enrobage, semble privilégier la solution de l'oxydation thermique, à l'image des 2 extraits suivants :



# Вenninghoven | Première mondiale : Système REVOC

# Première mondiale : Le système REVOC réduit les émissions lors de la production d'asphalte

Une technologie respectueuse de l'environnement contribue également à la sécurité du site des centrales d'enrobage

Le système REVOC de Benninghoven est une technologie pionnière qui permet aux exploitants de centrales d'obtenir des taux d'adjonction RC plus élevés tout en respectant des valeurs limites d'émission strictes. La technologie brevetée complète les systèmes d'adjonction RC à chaud et à froid des centrales d'enrobage et réduit jusqu'à la moitié des émissions de carbone organique total (COT) lors de l'adjonction de matériau recyclé. Les valeurs limites prédéfinies sont respectées. En Allemagne, le niveau est par exemple inférieur à celui exigé par la norme TA-Luft.

### Défi : Respect des valeurs limites d'émission strictes

Dans de nombreuses régions du monde, les valeurs limites d'émission sont de plus en plus strictes. Il faut faire preuve de beaucoup d'ingéniosité pour les respecter dans la production d'asphalte. Simultanément, il est demandé de réemployer un taux maximum de matériau recyclé dans le but d'obtenir une production préservant les ressources.

L'asphalte de récupération peut certes être ajouté en toute sécurité dans le processus de production grâce aux technologies de recyclage à chaud ou à froid. Néanmoins, cela implique des émissions plus importantes de carbone organique total (COT, en anglais VOC pour Volatile Organic Compounds) car lors du réchauffement de l'asphalte de récupération, une partie des concentrations en COT s'évapore du bitume contenu dans le matériau de recyclage, lesquelles produisent potentiellement plus de gaz à effet de serre que le CO<sub>2</sub> et sont nocives pour la santé à des concentrations plus élevées.

Il faut réduire ces émissions autant que faire se peut afin de préserver le site et l'autorisation d'exploitation des centrales d'enrobage existantes. Les exploitants de centrales existantes atteignent ce double objectif avec l'innovation REVOC que Benninghoven présente pour la première fois au salon Bauma 2022.

Solution : REVOC réduit jusqu'à la moitié des émissions de COT

Le système REVOC est une solution pour la réduction des émissions dans la fabrication d'asphalte pour travailler plus efficacement et de manière plus écologique avec les centrales d'enrobage existantes. L'adjonction possible d'une part de matériau recyclé allant jusqu'à 60 % permet de réduire les émissions et de respecter ainsi les valeurs limites légales. Grâce à des taux de recyclage plus élevés, la rentabilité des centrales existantes augmente en parallèle.

Le système REVOC permet d'aspirer dans un premier temps les gaz d'échappement à l'endroit même où ils sont générés, c'est-à-dire essentiellement en provenance du malaxeur de la centrale d'enrobage où se retrouvent les minéraux chauffés, le matériau recyclé et le bitume et où ils sont mélangés pour former de l'asphalte frais. Les vapeurs en résultant présentent des concentrations de COT plus élevées et sont donc guidées dans le système REVOC pour un surfaçage thermique. L'énergie produite pour le séchage et le chauffage de la matière blanche minérale est utilisée à cet effet. L'exploitation est ainsi extrêmement efficace sur le plan énergétique. La technologie permet néanmoins surtout de réduire jusqu'à la moitié des émissions de COT.

Annexe 17 – La gestion des risques liés aux installations classées pour la protection de l'environnement dans le domaine industriel

Publication de la Cours des comptes le 15 novembre 2023

 $\underline{https://www.ccomptes.fr/fr/publications/la-gestion-des-risques-lies-aux-installations-classees-pour-la-protection-de}$